

YMPÄRISTÖMINISTERIÖN RAPORTTEJA 11 | 2007

Orgaaniset tinayhdisteet Suomen vesialueilla

Ympäristöministeriön työryhmän mietintö

Orgaaniset tinayhdisteet Suomen vesialueilla

Ympäristöministeriön työryhmän mietintö

Helsinki 2007

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ



YMPÄRISTÖMINISTERIÖN RAPORTTEJA II | 2007
Ympäristöministeriö
Ympäristönsuojeluosasto

Taitto: Seija Malin

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
<http://www.ymparisto.fi> > Ympäristöministeriö
> Julkaisut > Ympäristöministeriön raportteja -sarja

Edita Prima Oy, Helsinki 2007

ISBN 978-952-11-2663-5 (PDF)
ISSN 1796-170X (verkkokj.)

ALKUSANAT

Ympäristöministeriö asetti 16.12.2003 ”Orgaaniset tinayhdisteet ja ruoppaukset” -työryhmän seuraamaan orgaanisten tinayhdisteiden esiintymistä, kulkeutumista ja vaikutuksia koskevia tutkimuksia ja selvityksiä ruoppausten yhteydessä. Työryhmän puheenjohtajana toimi ylijohtaja Pekka Jalkanen ympäristöministeriöstä ja sihteerinä suunnitteluinsinööri Outi Pyy Suomen ympäristökeskuksesta. Työryhmän muut jäsenet olivat ympäristöneuvos Olli Pakkala, ylitarkastaja Eeva-Liisa Poutanen (30.6.2005 asti), kansainvälisten asiain neuvos Tapani Kohonen (1.7.2005 lähtien) ja ylitarkastaja Anna-Maija Pajukallio ympäristöministeriöstä, osastonjohtaja Esa Nikunen, palvelujohtaja Jukka Malm ja vanhempi suunnittelija Arto Kultamaa Suomen ympäristökeskuksesta, johtaja Leena Saviranta ja ylitarkastaja Heidi Åkerla Uudenmaan ympäristökeskuksesta sekä erikoistutkija Harri Helminen Lounais-Suomen ympäristökeskuksesta.

Työryhmän tehtävänä oli seurata niitä orgaanisten tinayhdisteiden, erityisesti tributyyliitin (TBT) esiintymistä, kulkeutumista ja vaikutuksia koskevia selvityksiä, joita tehdään Vuosaaren sataman rakennustöiden sekä Naantalin korjaustelakan ja Turun sataman ruoppausten ja niistä peräisin olevien ruoppausmassojen läjitysten yhteydessä. Työryhmän tuli lisäksi arvioida TBT-ongelman laajuutta ja merkitystä sekä tarvittaessa tehdä ehdotuksia jatkotoimiksi.

Työryhmän käyttöön kerättiin tietoa orgaanisten tinayhdisteiden ominaisuuksista ja ympäristövaikutuksista sekä alueista, joiden sedimentit mahdollisesti ovat pilaantuneet orgaanisilla tinayhdisteillä. Lisäksi teetettiin mm. erillisselvitys puhdistamis- ja korvausvastuuseen liittyvästä lainsäädännöstä, kartoitettiin erityisesti Airiston, sen salmien ja siihen rajoittuvien vesialueiden sedimenttien ja kalojen organotinapitoisuuksia sekä arvioitiin liejusimpukkakokein organotinayhdisteiden vaikutuksia ja kertymistä eliöihin.

Työryhmä kuului eri alojen asiantuntijoita. Ryhmän kokouksiin osallistuivat Terttu Vartiainen Kansanterveyslaitokselta, Kimmo Louekari Työterveyslaitokselta, Pekka Vuorinen Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitokselta, Mikko Koivurinta Uudenmaan TE-keskuksesta, Anja Hallikainen Elintarvikevirastosta, Jari Mäntylä ja Tapio Strandberg Ekokem-Palvelu Oy:stä, Tapio Leinonen Terramare Oy:stä, Pasi Vahanne ja Jukka Sassi VTT:lta, Satu Jaakkonen, Jaakko Mannio, Milla Mäenpää, Virpi Nikulainen, Eeva Nurmi ja Matti Verta Suomen ympäristökeskuksesta, Tapio Kovanen ja Pekka Häkkinen Länsi-Suomen ympäristölupavirastosta sekä Satu Lyytikäinen Uudenmaan ympäristökeskuksesta. Työryhmä kokoontui 15 kertaa.

Mietintö koostuu Suomen ympäristökeskuksen työryhmän ohjauksessa laatimasta taustaselvityksestä (kappaleet 1 – 8) sekä työryhmän tilannearviosta ja toimenpideehdotuksista (kappale 9). Taustaselvityksen kirjoittamiseen ovat osallistuneet Kenneth Holm, Satu Jaakkonen, Arto Kultamaa, Jaakko Mannio, Jukka Mehtonen, Virpi Nikulainen, Outi Pyy ja Matti Verta Suomen ympäristökeskuksesta, Harri Helminen Lounais-Suomen ympäristökeskuksesta sekä Terttu Vartiainen Kansanterveyslaitokselta.

Kiitämme kaikkia, jotka ovat toimittaneet selvitykseen materiaalia ja antaneet arvokkaita kommentteja selvitystyön aikana.

Työryhmän mietinnöstä pyydettiin sidosryhmiltä lausuntoja. Lausuntokooste on luettavissa ympäristöhallinnon [www-sivuilla](#).

Saatuaan työnsä valmiiksi työryhmä luovutti mietintönsä ympäristöministeri Jan-Erik Enestamille.

Helsingissä 17. helmikuuta 2006

Ylijohtaja Pekka Jalkanen

SISÄLLYS

Alkusanat	3
1 Johdanto	6
2 Orgaanisten tinayhdisteiden käyttökohteet	7
2.1 Päästöarvio antifouling- valmisteista Suomessa vuosina 1970 - 2005	10
3 Orgaanisia tinayhdisteitä koskevat rajoitukset ja kiellot	11
4 Yleistä orgaanisista tinayhdisteistä	14
4.1 Fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia	14
4.2 Ympäristövaikutukset	16
4.2.1 TBT:n ympäristöominaisuuksista	17
4.2.2 TPhT:n ympäristöominaisuuksista	18
4.3 Terveysvaikutukset	19
4.3.1 Orgaaniset tinayhdisteet elintarvikkeissa	20
4.3.2 Kalankulutus Suomessa	21
5 Orgaaniset tinayhdisteet sedimenteissä	24
5.1 Tärkeimmät tunnistetut kuormituslähteet	24
5.1.1 Satamat	24
5.1.2 Telakat	24
5.1.3 Pienvenesatamat	25
5.1.4 Väylät	25
5.1.5 Meriläjitysalueet	26
5.2 Tutkimus- ja tarkkailuvelvoitteet	26
5.3 Sedimenttiselvitykset Suomessa	27
5.3.1 Sedimenttitutkimusten kartoitus	27
5.3.2 Vesipuitteidirektiivin haitallisten aineiden kartoitus	30
5.3.3 Lounaisen rannikkoalueen tutkimus	31
5.3.4 Haitta-ainekartoitus Helsingin vesialueella	32
5.4 Sedimenttiselvityksiä muissa maissa	32
5.4.1 Itämeri	33
5.4.2 Muut lähialueet	34
5.5 Toimenpiteet vaikutusten ehkäisemiseksi	34
6 Orgaaniset tinayhdisteet vesieliöissä	37
6.1 Vesipuitteidirektiivin haitallisten aineiden kartoituksen kalatulokset	38
6.2 Orgaanisten tinayhdisteiden kertyminen vesieliöihin Saaristomerellä	41
7 Sedimenttien ruoppaus ja läjitys	45
7.1 Ruoppausten luvanvaraisuus	47
7.2 Kansainväliset sopimukset ja läjityksen laatukriteerit	48
7.3 Ruoppausmassojen käsittely	49

8	Organotinapitoisten sedimenttien puhdistamis- ja korvausvastuu	52
9	Työryhmän tilannearvio ja toimenpidesuositukset	57
9.1	Tilannearvio	57
9.2	Toimenpide-ehdotukset	62
9	Arbetsgruppens lägesbedömning och åtgärdsrekommendationer	66
9.1	Lägesbedömning	66
9.2	Åtgärdsförslagen	71
	LYHENTEITÄ	79
	LIITE I	81

1 Johdanto

Orgaaniset tinayhdisteet ovat esimerkki kemikalisoitumisen vaaroista. Aluksi harmittomana pidetty, moneen tarkoitukseen erinomainen tuote on sittemmin osoittautunut vaaralliseksi ympäristömyrkyksi. Tributyyliitin (TBT) haitalliset ympäristöominaisuudet havaittiin 1970-luvun lopulla, kun Ranskan rannikolla todettiin orgaanisia tinayhdisteitä sisältävien antifouling-valmisteiden aiheuttavan viljeltävien ostereiden kuoren paksuuntumista sekä nuorten ostereiden huomattavaa kuolleisuutta. TBT:n on myöhemmin osoitettu aiheuttavan monenlaisia haittoja jo hyvin pieninä pitoisuuksina. Myös trifenyylitinalla on havaittu olevan samanlaisia vaikutuksia. Ympäristövaikutusten vuoksi TBT-pitoisten maalien käyttö antifouling –aineena on kielletty useissa maissa vuoden 2003 alusta. Vuoden 2007 loppuun mennessä vanhat TBT-pitoiset maalipinnoitteet tulee joko poistaa tai maalata yli.

Orgaaniset tinayhdisteet ovat sedimenteissä hitaasti hajoavia ja sitoutuvat tiukasti orgaaniseen ainekseen. Yhdisteet hajoavat ympäristössä sekä kemiallisesti että biologisesti, mutta kylmissä olosuhteissa ja hapettomissa sedimenteissä hajoaminen on erittäin hidasta. Orgaaniset tinayhdisteet voivat myös vapautua uudelleen veteen sedimenttien sekoittuessa ruoppausten tai potkurivirtausten vuoksi. Sedimentoitunutkin yhdiste voi siten vaikuttaa haitallisesti ympäristöön vielä vuosia käytön lopettamisen jälkeen.

Kohonneita sedimentin orgaanisia tinapitoisuuksia on todettu lähinnä suurissa satamissa, vilkkaasti liikennöidyillä väylillä ja pienvenesatamien läheisyydessä. Lisäksi telakoilla vanhan maalin poistamisen ja uudistamisen yhteydessä osa maalijätteestä on kulkeutunut vesistöön. Yhdisteitä on havaittu myös alueilla, joille on läjitetty edellä mainituista toiminnoista peräisin olevia ruoppausmassoja.

Tässä selvityksessä luodaan katsaus orgaanisten tinayhdisteiden ominaisuuksiin sekä ympäristö- ja terveysvaikutuksiin. Selvitykseen on koottu yhteenvedot Suomessa tehdyistä orgaanisiin tinayhdisteisiin liittyvistä kala- ja sedimenttitutkimuksista, sedimenttien ruoppaamisesta, pilaantuneiden sedimenttien puhdistus- ja korvausvastuista, arvioitu orgaanisten tinayhdisteiden vesialueille aiheuttaman ongelman laajuutta ja merkitystä sekä kirjattu jatkotoimenpide-ehdotuksia.

2 Orgaanisten tinayhdisteiden käyttökohteet

Orgaanisia tinayhdisteitä on käytetty alusten antifouling-maaleissa, massa- ja paperiteollisuuden liman- ja homeentorjuntaan, puutavaran suojaukseen, kalankasvattamoilla verkkokassien desinfiointiin sekä maataloudessa kasvinsuojeluaineena.

Orgaanisia tinayhdisteitä käytetään biosidien tehoaineina. Tributyyylitinaa (TBT) ja trifenyylitinaa (TPhT) ryhdyttiin käyttämään laivojen ja veneiden eliöiden kiinnittymistä estävissä pohjamaaleissa eli ns. antifouling-maaleissa tehoaineina 1960-luvulla. Niiden käyttö yleistyi 1970 - 1980 -luvuilla. Maalien lisäksi orgaanisia tinayhdisteitä on käytetty mm. massa- ja paperiteollisuuden liman- ja homeentorjuntaan, puutavaran suojaukseen, kalankasvattamoilla verkkokassien desinfiointiin sekä maataloudessa kasvinsuojeluaineena. TBT:n hajoamistuotetta dibutyylitinaa (DBT) käytetään edelleen mm. PVC-muovin valmistuksessa stabilisaattorina sekä erilaisissa liimoissa, maaleissa ja saumausmassoissa. Ympäristövaikutuksiltaan merkittävimmät TBT-päästöt ovat peräisin antifouling-maaleista.

Organotinayhdisteiden vuosituotanto maailmassa on noin 50 000 tonnia, josta 15 – 20 % on tributyyylitinaa (TBT) tai trifenyylitinaa (TPhT) (Danish Environmental Protection Agency 1999). Tästä noin 70 % käytetään muoviteollisuudessa ja polyuretaani-vaahdon ja silikonin valmistukseen (Hoch 2001). Esimerkiksi 1970-luvulla noin 10 % kaikesta maailmassa tuotetusta PVC-muovista stabiloitiin orgaanisilla tinayhdisteillä. Yhdisteillä parannetaan muovin lämmön- ja valonkestävyyttä. PVC-muoveista voi liueta mm. metyyylitina- ja dibutyylitina-yhdisteitä.

Taulukossa 1 on esitetty orgaanisten tinayhdisteiden nykyistä ja historiallista käyttöä Suomessa. Kemikaalilain perusteella on vasta vuodesta 1991 alkaen pitänyt viranomaisille toimittaa tiedot Suomessa käytettävistä suojauskemikaaleista. Siksi aikaisemmasta käytöstä on käytettävissä vain vähän tietoa.

Antifouling-aineina orgaanisia tinayhdisteitä on Suomessa käytetty yli 35 vuotta. Antifouling- eli kiinnittymisenestomaaleilla pyritään estämään eliöiden kiinnittymistä aluksen pohjaan. Fouling-ilmiöstä, eli veden kanssa kosketuksissa olevien pintojen biologisesta likaantumisesta, on eniten haittaa vesiliikenteelle, koska pohjaan kiinnittyvät eliöt hidastavat alusten kulkunopeutta ja lisäävät polttoaineen kulutusta. Fouling-ilmiötä esiintyy erityisesti valtamerissä. Itämeressä haitat ovat pienempiä, koska alhainen suolapitoisuus ja matala lämpötila rajoittavat fouling-eliöiden esiintymistä. Antifouling-maalien käyttö on yleistä myös pelkästään Itämerellä liikennöivissä aluksissa. Suomen sisävesillä alusten pohjien likaantuminen on vähäistä.

Alusten maalaamiseen käytettiin Suomessa orgaanisia tinayhdisteitä 1970 – 80 -luvuilla vuosittain noin 10 – 15 tonnia tehoaineena laskettuna. Vuonna 1987 58 % maaleista myytiin vähittäismyyntin kautta. Vuoden 1991 jälkeen yhdisteitä sai käyttää ainoastaan yli 25 m pituisissa aluksissa. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että käyttö

on tämän jälkeen ollut lähinnä ammattimaisten telakoiden suorittamaa alusten maa-
lausta ja että yhdisteiden kulutus antifouling-maaleissa on laskenut merkittävästi.

Tributyylitinaoksidi (TBTO) on ollut maalien tehoaineista tavallisin ja käytössä
useimmissa valmisteissa. Aine muuttuu vedessä tributyylitinaksi. Tributyylitina-
fluoridi on myös ollut varsin paljon käytetty aine joko yksinään tai yhdessä TBTO:n
kanssa. Itsekiillottuvat maalit ovat lisäksi voineet sisältää tributyylitinametakrylaattia
(Tributyylitinametakrylaatti-/metyylimetakrylaatti kopolymeeri).

Orgaanisten tinayhdisteiden käytöstä massa- ja paperiteollisuudessa homeen- ja
limantorjuntaan on tehty erillisselvitys vuosilta 1968 – 70. Tuolloin käyttömäärä oli 2,1
tonnia vuodessa. Orgaanisia tinayhdisteitä on todennäköisesti käytetty teollisuudessa
homeentorjunta-aineena vuoteen 1991 asti. Yhdisteiden käyttö limantorjunta-aineena
loppui vuoteen 1985 mennessä.

Tributyylitinaoksidia on käytetty monissa puunsuojavalmisteissa puutavaran
suojaamiseen sinistymistä, hometta ja lahoa sekä vaneri- ja lastulevyjen suojaami-
seen termiittejä ja lahoa vastaan. Myös tributyylitinanaftenaattilla on suojattu puuta
sinistymiseltä, homeelta ja levän kasvulta. Tuotetta on voitu käyttää homesienten
poistamiseen tiili- tai betonipinnoilta tai maalatuilta pinnoilta (tehoaineen pitoisuus
n. 10 %).

Suomessa on trifenyylitinahydroksidia (TPhTH) todennäköisesti käytetty maata-
louden torjunta-aineina lyhyen aikaa 1960-luvun alussa. Monissa muissa Euroopan
maissa sen sijaan sen käyttö mm. perunan viljelyssä on ollut varsin yleistä vuoteen
2002 saakka. Tri-orgaanisia yhdisteitä ei enää käytetä torjunta-aineina Euroopassa.
Vuonna 2006 Suomessa on torjunta-aineeksi rekisteröitynä yksi orgaaninen tinayh-
diste vihannespunkintorjuntaan. Aine poikkeaa merkittävästi tri-orgaanisista (TBT- ja
TPhT) yhdisteistä rakenteeltaan ja ominaisuuksiltaan (CAS 13356-08-6).

Taulukko I.

Orgaanisten tinayhdisteiden mahdollisia historiallisia ja nykyisiä käyttökohteita Suomessa.

Todennäköisesti suurimmat historialliset käyttökohteet on merkitty **lihavoituna**.

Tuotteita on käytetty / käytetään	Yhdiste / tuotteen käyttötarkoitus	Muuta
Massan, paperin ja paperituotteiden Valmistus	a.) TBT / kiertovesisysteemien limantorjunta-aine b.) TBTO ja TBTN / vaneri- ja lastulevyjen suojauskemikaali	a) orgaanisten tinayhdisteiden käyttö limantorjunta-aineena loppunut v. 1985 mennessä, käyttö 2,1 t/v vuosina 1968-70
Torjunta-aineiden Valmistus	TPhT-hydroksidi / torjunta-ainevalmisteen tehoaine	Käyttöä Suomessa vain muutaman vuoden ajan 1960-luvun alussa
Maalien, lakan, painovärien yms. valmistus	a.) TBT (TBTO, TBTF ja TBTM) ja TPhTF / antifouling-käyttö veneiden pohjissa, kalankasvatuslaitosten verkkoaltaissa sekä muissa vedenalaisissa rakenteissa ja mahdollisesti rannikon teollisuuslaitosten jäähdytysvesijärjestelmissä b.) TBTO ja TBTN / homeenestoaine "tavanomaisissa" maaleissa	a) Antifouling käyttö 1970-80-luvulla aluksissa n. 10-15 t/v tehoainetta. Orgaanisten tinayhdisteiden käyttö kielletty <25 m aluksissa vuodesta 1991 Täydellinen käyttökielto 2003 lähtien, yhdisteitä ei saa löytyä alusten rungosta 1.1.2008 jälkeen b.) käyttöä on edelleen: v. 2004 200 kg TBTN (KETU-rekisteri). Käyttö loppuu syksyyn 2006 mennessä
Ilma-alusten valmistus	TBTO, merkkasaine	käyttöä on edelleen: vuonna 2004 1 kg TBTO (KETU-rekisteri)
Tuotteita on mahdollisesti käytetty / käytetään		
Muovituotteiden valmistus	a) MBT, DBT, metyyli- ja etyyliinit /stabilisaattori PVC-muovien kestävöintiin, joiden tulisi säilyä käytössä värittöminä ja läpinäkyvinä (mm. elintarvikemuovit) b.) DBT / polyuretaaniliiman kiihdytin/vaahtojen katalyytti ja stabilisaattori polyesterien valmistuksessa c) Orgaanisia tinayhdisteitä / stabilisaattoreita	a b) KETU-rekisterin mukaan nykyisin ei käyttöä, mutta esiintyminen mahdollista maahantuoduissa muoviesineissä c) lukuisia OT-aineita käytössä polymeerituotteiden stabilisaattoreina, poikkeavat rakenteellisesti TBT ja TPhT-yhdisteistä merkittävästi (mm. 26864-37-9, 15571-58-1, 57583-34-3)
Metallien jalostus ja metallituotteiden valmistus	todennäköisesti korroosionestäjä	KETU-rekisterin mukaan nykyisin ei käyttöä
	bakteerisidi / antibakteerinen aine mm.: * sairaaloissa ja hevostalleilla * purje-, telta- ja maalauskaissa * tapeteissa, tekstiileissä ja nahassa * pesusienissä ja kengänpohjallisissa tiivisteissä ja listoissa	KETU-rekisterin mukaan nykyisin ei käyttöä, mutta esiintyminen mahdollista maahantuoduissa esineissä. Biosidinen käyttö ei ole biosididirektiivin mukaan laillista 2006 jälkeen

Lähteet: Bjørseth ym. 1988; BUA 1988; BUA 2003; EC 2004; Haskoning fact sheet on TBT 2002; KEMI 2005; OSPAR 2000; Tulonen ym. 1987; Ylä-Mononen 1989; Ympäristölle vaaralliset aineet 1983; KETU-rekisteri 2006; Suojauskemikaalirekisteri 2006

DBT = dibutyylitina-aineryhmä
 MBT = monobutyylitina-aineryhmä
 TBTO = tributyyliitinaoksidi (CAS 56-35-9)
 TBTF = tributyyliitinafluoridi (CAS 1983-10-4)
 TBTM = tributyyliitinaametakrylaatti (CAS 26354-18-7)
 TBTN = tributyyliitinaaftenaatti (CAS 85409-17-2)
 TPhT = trifenyylitina-aineryhmä
 TPhTF = trifenyylitinafluoridi
 TPhTH = trifenyylitinahydroksidi (CAS 76-87-9)
 DBTO = dibutyylitinaoksidi (CAS 818-08-6)

Päästöarvio antifouling- valmisteista Suomessa vuosina 1970 - 2005

Aluksista peräisin olevat orgaanisten tinayhdisteiden kokonaispäästöt Suomen aluevesillä ovat vuosina 1970 - 2005 olleet arviolta 240 tonnia. Päästöistä 190 tonnia ajoittuu vuosiin 1970 - 1991 ja 50 tonnia ajanjaksolle 1992 - 2005. Arvio perustuu liitteessä 1 esitettyihin kahteen toisistaan poikkeavaan laskelmaan. Vaihtoehdossa 1 päästölaskelmat pohjautuvat antifouling-maalien myyntimääriin ja vaihtoehdossa 2 aluevesillämme liikkuneeseen laiva- ja venekantaan.

Arviointien keskiarvona saadaan orgaanisten tinayhdisteiden vuosipäästöksi vesiympäristöön n. 9000 kg vuosina 1970 - 1991. Päästöarviot vaihtoehdoilla 1 ja 2 antavat samaa suuruusluokkaa olevat tulokset; 5900 – 9500 kg ja 10660 kg vuodessa. Arviointiperusteet poikkesivat toisistaan, jolloin arvioinnit ovat toisistaan riippumattomia. Arvioinnit perustuivat oletuksiin ja keskiarvojen käyttöön, minkä vuoksi lopputuloksiin sisältyy luonnollisesti huomattavia epävarmuuksia.

Vuoden 1991 jälkeen orgaanisia tinayhdisteitä on saanut käyttää ainoastaan yli 25 m pituisissa aluksissa. Tinamaalit poistuivatkin vähittäismyynnistä. Käytännössä tämä tarkoitti sitä, että aineiden käyttö oli pääasiassa ammattimaista telakoiden suorittamaa suurten alusten maalaamista. Vuoden 1991 jälkeen maalien luvallinen käyttö yli 25 metrin aluksiin jatkui 12 vuotta vuoteen 2003. On oletettavissa, että päästöaso pysyi suuruusluokaltaan samalla tasolla kuin aikaisemmin (n. 4000 kg/v), vaikka alusrekisteriin ilmoitettujen alusten määrä kohosi jonkin verran 1991 - 2005 välisenä aikana (642 alusta vuonna 2005). Aluksista peräisin olevat orgaanisten tinayhdisteiden päästöt veteen jatkunevat vuoden 2007 loppuun saakka. (Koivisto 2003; Merenkululaitos 2002; Merenkululaitos 2006a, Tilastokeskus 2006; Ylä-Mononen 1989; SYKE 2006a).

3 Orgaanisia tinayhdisteitä koskevat rajoitukset ja kiellot

Havaittujen ympäristövaikutusten vuoksi TBT-pitoisten maalien käyttöä antifouling-aineena on Suomessa rajoitettu jo vuodesta 1991. TBT:n antifouling-käyttö on kokonaan kielletty vuoden 2003 alusta. Vuoden 2007 loppuun mennessä vanhat TBT-pitoiset maalipinnoitteet tulee joko poistaa tai maalata yli. Rajoitukset perustuvat kansainvälisen merenkulkujärjestön sopimukseen ja EU:n päätöksiin. Lisäksi vesipuitedirektiivi velvoittaa jäsenmaita lopettamaan orgaanisten tinayhdisteiden päästöt ja vähentämään päästöistä aiheutuvaa pilaantumista.

Ympäristönäkökohtien aiheuttamien paineiden myötä ajatus TBT:n yleisestä käytökiellosta sai yhä enemmän jalansijaa 1990-luvulla (taulukko 2). Kansainvälinen merenkulkujärjestö (IMO) suositteli, että valtiot ryhtyisivät toimiin orgaanisia tinayhdisteitä sisältävien kiinnittymisenestomaalien poistamiseksi käytöstä. IMO hyväksyi 5.10.2001 kansainvälisen AFS-yleissopimuksen alusten haitallisten kiinnittymisenestojärjestelmien rajoittamisesta. Sopimuksen mukaan alusten käsittely orgaanisilla tinayhdisteillä kielletään maailmanlaajuisesti vuoden 2003 loppuun mennessä ja loputkin alusten pohjissa vielä olevista orgaanisista tinayhdisteistä tulee poistaa vuoden 2007 loppuun mennessä joko poistamalla ne kokonaan tai lisäämällä peittävä pinnoite. Jäsenvaltiot myös kieltävät orgaanisilla tinayhdisteillä käsiteltyjen alusten pääsyn satamiinsa, telakoilleen ja offshore-terminaaleihinsa. Orgaaniset tinayhdisteet (pääasiassa TBT) ovat edelleen yleisesti käytössä alusten pohjamaaleissa. Noin 69 % aluksista on ilmoittanut käyttävänsä edelleen näitä maaleja (Umeå University 2004).

IMO:n sopimus tulee voimaan 12 kuukautta sen jälkeen, kun sen on ratifioinut 25 maata, jotka edustavat 25 % maailman kauppalaivatonnistosta. Sopimuksen oli vuoden 2005 loppuun mennessä ratifioinut 16 maata. Suomen ratifiointiprosessi on käynnissä ja siitä on päävastuussa liikenne- ja viestintäministeriö. Ympäristöministeriö on avustanut ratifiointia varten laadittavan hallituksen esityksen valmistelussa oman toimialansa asioissa.

Orgaanisten tinayhdisteiden käyttöä antifouling -aineena on rajoitettu myös kansallisesti ja EU-säädöksiin. Euroopan yhteisö päätti joulukuussa 1989 kieltää alueellaan orgaanisten tinayhdisteiden käytön alusten rungon biologista likaantumista ehkäisevinä biosideina alle 25 metrin pituisissa aluksissa. EU on myös toimeenpannut IMO:n yleissopimuksen kemikaalien käytön kielloja ja rajoituksia koskevan direktiivin muutoksella (2002/06/EY) sekä Euroopan parlamentin ja neuvoston asetuksella orgaanisten tinayhdisteiden kieltämisestä aluksissa (EY) N:o 782/2003. Asetus tuli voimaan 10. päivänä toukokuuta 2003, ja sillä otettiin yhteisön oikeuteen tärkeimpiä IMO:n sopimusmääräyksiä vastaavat säännökset. Asetuksella ulotettiin TBT:n käyttökielto myös EU-alueen ulkopuolella liikennöiviin EU-maan lipun alla purjehtiviin

aluksiin. Direktiivimuutos on pantu täytäntöön jäsenmaissa kansallisen lainsäädännön kautta, kun taas parlamentin ja neuvoston asetus on ylikansallinen normi, joka on voimassa välittömästi kaikissa jäsenvaltioissa. IMO:n yleissopimuksen voimaantulon jälkeen asetus koskee myös EU-jäsenvaltion satamaan tai offshore-terminaaliin tulevia muiden maiden aluksia.

Trifenyylitinan torjunta-ainekäyttö lakkasi EU-alueella vuonna 2002, kun valmisteiden hakemuksia ei hyväksytty (PPP-direktiivi EY 91/414). Kaikkien organotinayhdisteiden biosidikäyttö päättyy EU:n jäsenmaissa syksyllä 2006, koska niitä ei haettu EU:n biosididirektiivin (98/8/EY) mukaiseen arviointiohjelmaan.

Suomessa orgaanisten tinayhdisteiden käyttöä on rajoitettu vuodesta 1991 (1041/1991), jolloin kiellettiin niiden käyttö alle 25 metrin pituisten alusten pohjamaalaukseen, kalankasvatuksen verkkokassien desinfiointiin, muihin kokonaan tai osittain veteen sijoitettaviin laitteisiin tai välineisiin sekä teollisuuden jäähdytys-, prosessi- ja jätevesien käsittelyyn. Kansallisen sääntelyn taustalla HELCOM:n suositus ja direktiivi (89/677/ETY). Vuoden 2003 alusta orgaanisten tinayhdisteiden käyttö antifouling-aineena kaikissa aluksissa kiellettiin Suomessa valtioneuvoston asetuksella (871/2002), joka pani täytäntöön EU:n direktiivin muutoksen (2002/62/EY).

Taulukko 2.
Orgaanisten tinayhdisteiden käytön rajoittaminen

Vuosi	Rajoitukset
1982	Ranska kielsi TBT:n käytön antifouling-aineena alle 25 m:n pituisissa aluksissa.
1987-1991	Monet Euroopan maat kielsivät orgaanisten tinayhdisteiden käytön antifouling-aineena alle 25 m:n pituisissa aluksissa, mereen sijoitettavissa pysyvissä rakenteissa ja kalankasvatuksen välineissä. Suomessa rajoitukset tulivat voimaan vuonna 1991. Myös mm. USA, Kanada, Australia ja Japani rajoittavat TBT:n käyttöä.
1989	EU päätti kieltää alueellaan orgaanisten tinayhdisteiden käytön alusten rungon biologista likaantumista ehkäisevinä biosideina alle 25 metrin pituisissa aluksissa, mereen sijoitettavissa pysyvissä rakenteissa ja kalankasvatuksen välineissä.
1992	OSPAR ¹ –deklaraatio. Poliittinen sitoumus tehdä kaikki voitava, jotta haitallisten aineiden tahalliset ja tahattomat päästöt mereen lopetetaan vuoteen 2020 mennessä. TBT ja TPhT sisältyvät sopimuksen aineisiin.
1999	Kansainvälinen merenkulkujärjestö IMO hyväksyi aikarajat vaiheittaiselle orgaanisia tinayhdisteitä sisältävien antifouling-maalien käytöstä luopumiselle.
1999	TBT:n käyttö puunsuojakemikaalina päättyi Suomessa.
2001	IMO hyväksyi kansainvälisen AFS-yleissopimuksen alusten haitallisten kiinnittymisenestojärjestelmien rajoittamisesta.
2002	Trifenyylitinan torjunta-ainekäyttö loppui EU:n alueella (PPP-direktiivi EY 91/414). TPhT ei ole ollut torjunta-ainekäytössä Suomessa.
2003	Orgaanisia tinayhdisteitä sisältävien antifouling-maalien käyttökielto kaikissa aluksissa tuli voimaan Suomessa ja muissa EU-maissa kansallisen lainsäädännön kautta (direktiivimuutos 2002/62/EY).
2003	EU toimeenpani IMO:n AFS-yleissopimuksen kemikaalien käytön kieltöjä ja rajoituksia koskevan direktiivin muutoksella (2002/06/EY) sekä parlamentin ja neuvoston asetuksella (EY 782/2003).
2006	Kaikkien OT-yhdisteiden biosidikäyttö loppuu EU-alueella syksyllä 2006 (biosididirektiivi 98/8/EY).
2008	IMO:n maailmanlaajuisen käyttökiellon määrä tulla voimaan. Sopimus tulee voimaan, kun sen on ratifioinut 25 maata ja ne edustavat 25 % maailman tonnistosta.

¹OSPAR = Koillis-Atlantin suojelusopimus

TBT-yhdisteiden käyttöä rajoitetaan myös EU:n vesipuitedirektiivillä (2000/60/EY, tullut voimaan 22.12.2000). Direktiivin liitteessä on lueteltu yhteisötason prioriteettiaineet, jotka on määritetty Euroopan parlamentin ja neuvoston päätöksellä (2455/2001/EY). Direktiivi velvoittaa jäsenmaita ottamaan käyttöön toimenpiteet, joiden tavoitteena on vähentää asteittain prioriteettiaineiden päästöistä tai häviöistä aiheutuvaa pilaantumista sekä lopettaa kerralla tai vaiheittain vaarallisten prioriteettiaineiden päästöt ja häviöt. Tributyyliinayhdisteet kuuluvat direktiivin liitteessä mainittuihin 11 vaaralliseen prioriteettiaineeseen. Vesipuitedirektiivi ja sen nojalla annettu päätös (2455/2001/EY) on määrä panna täytäntöön valtioneuvoston asetuksella vesiympäristölle haitallisista ja vaarallisista aineista. Asetus on tarkoitus antaa keväällä 2006.

4 Yleistä orgaanisista tinayhdisteistä

Orgaanisia tinayhdisteitä on yli 800 erilaista. Antifouling-maaleissa on käytetty tehoaineena tributyyli- ja trifenyylitinaa. Ne ovat sedimenteissä hitaasti hajoavia ja sitoutuvat tiukasti orgaaniseen ainekseen. TBT ja TPhT ovat useimmille vesieliöille erittäin myrkyllisiä. Niillä on taipumus kertyä eliöstöön, mutta ne eivät vaikuttaisi rikastuvan ravintoketjussa. TBT poistuu elimistöstä varsin hyvin altistuksen päättyessä, eliön siirtyessä puhtaaseen ympäristöön ja puhtaaseen ravintoon. Lisäksi monilla eliölajeilla on kyky aktiivisesti poistaa ainetta aineenvaihdunnan kautta. TPhT -yhdisteet näyttävät olevan kertyvämpiä kaloihin ja niiden metabolointi on heikompaa kaloissa kuin TBT:n.

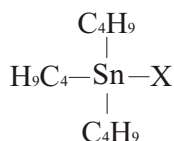
Ihminen voi altistua orgaanisille tinayhdisteille Suomessa pääasiassa ravinnon kautta, käytännössä syömällä kalaa. Yhdisteiden terveysvaikutuksista on vähän tietoa. Suomalaisista kaloista saatujen pitoisuustietojen ja suomalaisten keskimääräisen kalankulutuksen perusteella tavanomaisella kalankäytöllä ei pitäisi olla terveysriskiä.

4.1

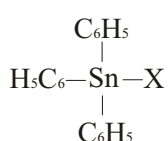
Fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia

Nykyisin tunnetaan yli 800 erilaista orgaanista tinayhdistettä. Ne ovat syntyneet lähes kokonaan ihmisen toiminnan seurauksena. Orgaanisissa tinayhdisteissä tina-atomiin on sitoutunut yksi tai useampi orgaaninen substituentti, esimerkiksi etyyli, metyyli, butyyli tai fenyyl. Antifouling-valmisteissa on käytetty 7 - 8 erilaista, hieman toisistaan poikkeavaa yhdistettä.

Orgaaniset tinayhdisteet (trisubstituoidut) ovat veteen varsin niukasti liukenevia, ja tämän vuoksi ne kiinnittyvät mereen joutuessaan voimakkaasti sedimenteissä oleviin pienpartikkeleihin. Kiinnittymisaste riippuu veden suo-



Tributyylitina (TBT)

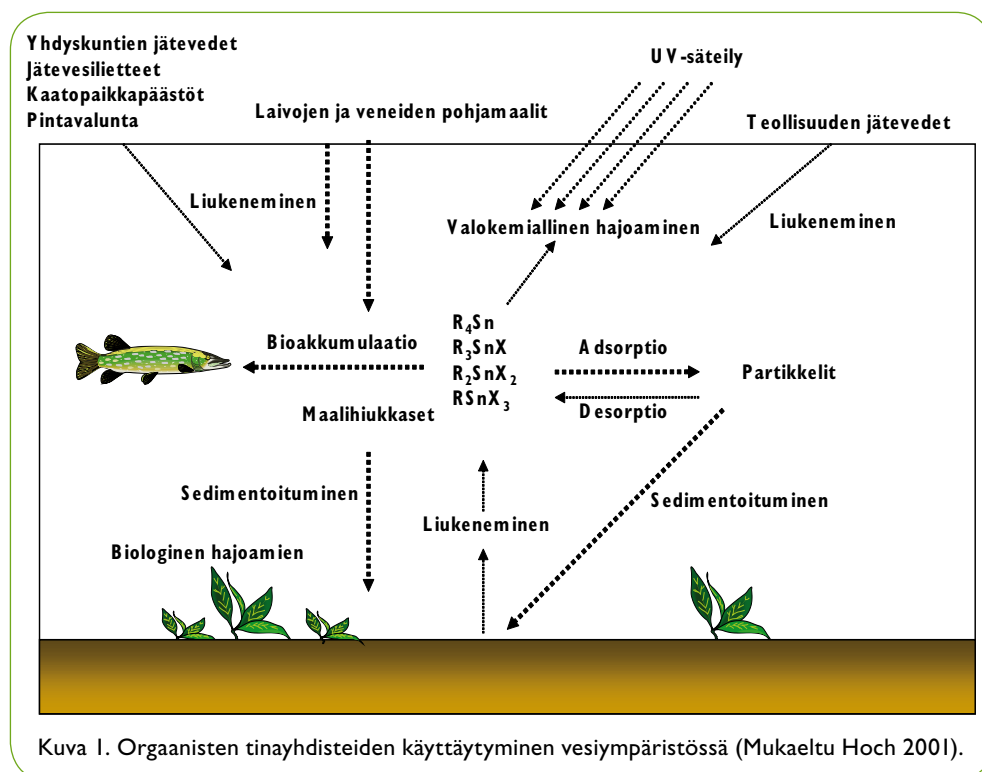


Trifenyylitina (TPhT)

lapitoisuudesta, pohjalietteessä olevien partikkeleiden koostumuksesta ja koosta, lietteen ja orgaanisen materiaalin määrästä sekä lämpötilasta.

Tributyylitina esiintyy vedessä kationisena yhdisteenä, joka muodostaa ionipari-komplekseja. Vasta-ionina merivedessä on yleensä hydroksidi, mutta se voi myös olla kloridi, sulfaatti tai karbonaatti. Näiden eri esiintymismuotojen suhteelliset osuudet ovat riippuvaisia paikallisesta veden kemiallisesta koostumuksesta. Eri muotojen liukoisuus veteen vaihtelee $< 0,1 \text{ mg/l}$ – n. 5 mg/l . TBT⁺-ioni on hydrolyytisesti stabiili. Aineen rasvaliukoisuutta kuvaavan logaritmisesti oktanoli-vesi -jakaantumiskertoimen arvo merivedessä voi myös vaihdella laajassa skaalassa ($\log K_{ow} = 3,5 - 4,4$). Arvot kuvastavat aineen kohtalaisen voimakasta taipumusta siirtyä vedestä eliöstöön sekä adsorboitua vedessä olevaan partikkelimaiseen hienoainekseen ja erityisesti orgaaniseen hiileen. Adsorptio epäorgaaniseen ainekseen on vähäisempi, vaikka periaatteessa voimakas kationinen sitoutuminen savekseen olisi mahdollista. Aineen jakaantumiskertoimen veden ja orgaanisen aineksen välillä K_{oc} on todettu olevan tavallisimmin välillä 32 000 – 40 000 ja vaihteluvälin 16 000 – 100 000 ($\log K_{oc} = 4,2 - 5,0$ todettu lukuisissa eri tutkimuksissa). Tämä merkitsee, että aineet ovat niukkaliukoisia ja sitoutuvat voimakkaasti orgaaniseen ainekseen.

TBT hajoaa biologisesti sekä aerobisissa että anaerobisissa olosuhteissa, mutta anaerobisissa oloissa hajoaminen on huomattavasti hitaampaa. Hajoamisen edellytyksenä on myös, ettei aineen pitoisuus ole niin korkea, että se estää mikrobien toiminnan. Hyvissä olosuhteissa hajoamisen puoliintumisaika vedessä on vain 1 - 2 kuukautta. Veteen liuennut TBT poistuu siis vedestä melko nopeasti. Poistumisreiteinä ovat biologinen hajoaminen ja sedimentoituminen. Vesistöissä sedimenttien TBT-pitoisuus onkin moninkertainen vedessä esiintyviin pitoisuuksiin verrattuna. Sedimentissä TBT:n puoliintumisaika on hyvissäkin olosuhteissa huomattavasti pidempi kuin vedessä, kuukausista useisiin vuosiin. TBT:n pääasiallinen hajoamistuote on dibutyylitina (DBT) joka vuorostaan hajoaa monobutyylitinaksi (MBT) ja edelleen epäorgaanisiksi tinayhdisteiksi (SnO_2). Hajoamistuotteiden myrkyllisyys on vähäisempi kuin emoaineen myrkyllisyys. MBT:a ja DBT:a pääsee ympäristöön myös suoraan PVC-muoveista liukenemalla (kuva 1).



Kuva 1. Orgaanisten tinayhdisteiden käyttäytyminen vesiympäristössä (Mukaeltu Hoch 2001).

Trifenyyylitina on monilta ominaisuuksiltaan rinnastettavissa tributyyylitinaan, vaikka kemialliselta rakenteeltaan yhdisteet poikkeavat selvästi. Trifenyyylitinan biologiset hajoamistuotteet ovat difenyyylitina (DPhT) ja edelleen monofenyyylitina (MPhT). Trifenyyylitinan hajoaminen valokemiallisesti on heikompaa kuin TBT:llä. Trifenyyylitinaa on antifouling-maaleissa käytetty ensisijaisesti trifenyyylitinafluoridina (Sn-F -sidos). Tina-fluori -sidos on hydrolysoituva, mutta hydrolyysi ei ole kaikissa olosuhteissa välitöntä ja nopeaa. Hydrolyysin tapahtuessa Sn-F -rakenne korvautuu Sn-OH -rakenteella ja trifenyyylitinafluoridi muuntuu trifenyyylitinahydroksidiksi. Se, onko trifenyyylitina fluoridi- vai hydroksidimuodossa, vaikuttaa merkittävästi mm. aineen sedimenttiin sitoutumisen mekanismiin ja sitoutumisvoimakkuuteen. Eräässä tutkimuksessa verrattiin trifenyyylitinafluoridin, -kloridin, ja -hydroksidin adsorptiota jokisuiston sedimenttiin. Vain hydroksidimuoto muodosti sähköisesti varautuneen kationin, joka sitoutui sedimenttiin muita muotoja voimakkaammin (Lucero ym. 1992). On perusteita olettaa, että trifenyyylitinafluoridin hydrolyysi on murtovedessä ja makeassa vedessä hitaampaa kuin alkalisisessa, suolaisessa merivedessä.

Trifenyyylitina-yhdisteillä on taipumus sitoutua nopeasti vedessä olevaan partikkelimaiseen hienoainekseen ja sedimentoitua. Tämä perusilmiö tapahtuu aineen edellä kuvatusta olomuodosta huolimatta, koska aineet ovat varsin niukkaliukoisia. Vedessä oleva liukoisen aineen määrä on tämän johdosta vähäinen.

Luotettavia tutkimustietoja trifenyyylitinan hajoamisnopeuksista sedimenteissä ei ole juuri käytettävissä. Koska trifenyyylitinahydroksidia on käytetty torjunta-aineena maanviljelyksessä, tietoja sen hajoamisnopeuksista maaperässä on käytettävissä varsin paljon. Edullisissa olosuhteissa puoliintumisajat ovat 20 - 30 vrk (aerobinen mineralisaatio 20 °C) ja n. 40 vrk (anaerobinen 20 °C). Toisaalta myös 140 vrk puoliintumisaikoja maaperässä on raportoitu. Vastaavanlaisia suuria, olosuhteisiin liittyviä eroja hajoamisen nopeudessa voidaan olettaa trifenyyylitinalla ja sen eri esiintymismuodoilla olevan myös sedimenteissä. (Lucero ym. 1992)

4.2

Ympäristövaikutukset

On osoitettu, että orgaaniset tinayhdisteet ovat myrkyllisiä ja että niillä on merieliöille mm. hormonitoiminnan häiriöitä aiheuttavia ominaisuuksia. Orgaanisten tinayhdisteiden myrkyllisyys ja taipumus kertyä eliöihin vaihtelee (Hoch 2001). Myrkyllisimpiä ovat trisubstituoidut tinayhdisteet, kuten tributyyylitina ja trifenyyylitina. Orgaanisten tinayhdisteiden kiinnittymisaste vaikuttaa merkittävästi niiden biosaatavuuteen ja mahdollisiin vaikutuksiin eliöissä. Sedimenttien pitoisuudet eivät siksi suoraan kerro niiden haitallisuudesta ympäristölle.

Itämeri on geologisesti suhteellisen nuori meri ja täten siellä ei ole kehittynyt omaa sille tyypillistä eliölajistoa. Itämeren lajit ovat sellaisia, joita esiintyy sekä valtamerissä että makeassa vedessä. Suolaisen veden organismeja ovat esimerkiksi rakkolevä (*Fucus vesiculosus*), liejukotilo (*Valvata piscinalis*), turska (*Gadus morhua*), kampela (*Platichthys flesus*) ja silakka (*Clupea harengus membras*) ja sisävesilajeja ovat ahdinparta (*Cladophora glomerata*), limakotilo (*Lymnaea truncatula*), hauki (*Esox lucius*), ahven (*Perca fluviatilis*) ja lahna (*Abramis brama*).

Itämerellä tapahtuu vuodenaikaan liittyvää pintaveden suolapitoisuuden vaihtelua ja suolaisuuden pitkän aikavälin epäsäännöllistä vaihtelua, mikä johtuu suolaisen veden purkautumisesta Pohjanmerestä Itämereen. Itämerelle on myös tyypillistä, että siellä esiintyviä lajeja on suhteellisen vähän, mutta että tiettyjä lajeja voi ajoittain esiintyä hyvinkin runsaslukuisesti. Koska ravintoketjut ovat yksinkertaisia ja lajeja on vähän, on Itämeri myös hyvin altis häiriöille.

TBT:n ympäristöominaisuuksista

Tributyylitina on useimmille vesieliöille erittäin myrkyllistä. Tutkimustuloksia aineen välittömistä vaikutuksista vesien eliöstöön on käytettävissä runsaasti. Akuutisti aine on vedessä tappavan myrkyllinen pitoisuuksissa $< 0,1 - 15 \mu\text{g/l}$ (LC_{50} 24 - 96 tunnin altistus; hankajalkainen, simpukka, katka). Kaloille TBT on akuutisti myrkyllinen (LC_{50} 96 tunnin altistus) noin pitoisuudesta $1 - 2 \mu\text{g/l}$ alkaen, mutta useimpien tutkimusten LC_{50} arvot kaloille ovat $5 - 20 \mu\text{g/l}$ luokkaa. Monien kalalajien on todettu aistivan ja välttelevän jo $1 \mu\text{g/l}$ ja sitä suurempia pitoisuuksia tributyylitinaoksidia (Pinkney et al. ym.1985). Viherlevien herkkyys on samaa luokkaa kuin kaloilla.

Pitkäaikaisessa, kroonisessa altistuksessa vesieliölajien väliset erot olleet noin kolme kertaluokkaa. Krooniset vaikutuksettomat pitoisuudet (NOEC) eri lajeilla ovat laboratoriotesteissä olleet pitoisuustasolla $< 0,001 \mu\text{g/l} - 2,5 \mu\text{g/l}$. Meressä elävät kotilot (*Gastropoda*), simpukat (*Bivalvia*), jotkut hyönteistoukat (*Insecta*) ja katkat (*Amphipoda*) ovat TBT:lle erityisen herkkiä lajeja. Joillakin kotiloilla pitoisuus $0,005 \mu\text{g/l}$ on aiheuttanut kotilonaaraille hedelmättömyyttä ja koiraan sukuelimien muodostumista (imposex-ilmiö) ja noin kaksinkertaisessa pitoisuudessa jo kaikki naaraat ovat steriilejä. Kotiloiden elimistön sisäiset pitoisuudet ovat tällöin tasolla $100 - 500 \mu\text{g/kg}$ kuiva-ainetta (ka) (Meador ym. 2002; Phillips 1993). Aineen aiheuttamat vahingot ympäristössä havaittiin ensimmäiseksi kaupallisten osteriviljelmien (*Ostrea edulis*) tuhoina Länsi-Euroopassa.

Tuoreimmissa laboratoriotutkimuksissa on voitu osoittaa, että TBT voi vaikuttaa hormonitoimintoja häiritsevästi myös selkärangkaisilla. Ravinnon kautta saatu TBT aiheutti geneettisesti naaraspuolisille nuorille kampeloille (*Platichthys flesus*) havaittavia maskuliinisia muutoksia sukuelimien kehityksessä. (Shimasaki ym. 2002.)

Kenttätutkimuksissa sedimentin kokonaispitoisuuksien välillä $100 - 1000 \mu\text{g/kg}$ ka on todettu aiheuttavan vakavia haittavaikutuksia herkimmille lajeille. Alueella, jossa sedimentin pitoisuus on ollut $800 \mu\text{g/kg}$ (ka) tai enemmän, ovat kaikki simpukkalajit kadonneet. Itämerensimpukka (*Macoma balthica*) ei ole herkimpiä lajeja. Sen on todettu häviävän täysin pitoisuudessa $700 \mu\text{g/kg}$ (ka). (Meador ym. 2002.)

Tributyylitinalla on taipumus kertyä eliöstöön (eri lajeilla keskimääräinen biokertyvyystekijä BCF $1\,000 - 10\,000$). TBT jakaantuu myös muihin kuin rasvakudokseen. Tributyylitinalle on myös tyypillistä, että altistuksen päättyessä, eliön siirtyessä puhtaaseen ympäristöön ja puhtaaseen ravintoon, TBT poistuu elimistöstä varsin hyvin. Lisäksi monilla eliölajeilla on kyky aktiivisesti poistaa ainetta aineenvaihdunnan kautta. TBT:n poistuminen ja hajoaminen on ilmeisesti kohtalaisen tehokasta esimerkiksi linnuilla ja valailla (*Cetacea*), joilla on todettu DBT- ja MBT -yhdisteitä kudoksissa TBT-yhdisteiden käytön lopettamisen jälkeen (Berge ym. 2002; Green ym. 2002). Kaloillakin TBT:n poistumista on pidetty tehokkaana (mm. Laughlin 1996). TBT-yhdisteiden metaboloitumiseen viittaa myös se, että pitoisuuden ei ole todettu korreloivan kalan koon kanssa (mm. Harino ym. 2000). Todennäköisesti kalan maksan on se elin, jossa pilkkoutumista tapahtuu eniten. Tämän vuoksi maksaa ei ole suositeltu seurantamatriisiksi (Albalat ym. 2002), vaikka siitä mitataan yleisesti korkeampia pitoisuuksia kuin lihaksesta (mm. Linley-Adams 1999).

Jos altistus esimerkiksi ravinnon kautta on jatkuvaa, voi orgaanisia tinayhdisteitä kertyä suuremmalla nopeudella kuin ainetta poistavat mekanismit pystyvät sitä poistamaan. On viitteitä siitä, että tällöin voi aineen tai aineiden vaikutuksina olla esimerkiksi merissä elävillä nisäkkäillä immuunijärjestelmän häiriintyminen. Tällöin lajit voivat kärsiä mm. bakteerien ja virusten aiheuttamien tautien vuoksi lisääntyneestä kuolleisuudesta. Korkeasta altistustasosta kärsivät Itämerellä ainakin pyöriäiset (*Phocoena phocoena*). Pyöriäisen maksasta on Tanskassa mitattu korkeimpia

eliöstöstä Itämeren alueella löydettyjä TBT-pitoisuuksia ($> 2 \text{ mg/kg/tuorepaino (tp)}$). Aikuiset pyöriäiset syövät 4 - 5 kiloa kalaa päivässä. Ne etsivät ravintonsa rannikkovesistä, toisinaan myös joista, ja joutuvat siten helposti tekemisiin likaantuneiden vesien ja ympäristömyrkkujen kanssa.

4.2.2

TPhT:n ympäristöominaisuuksista

Pääasiallisin antifouling -valmisteissa käytetty trifenyylilyhdiste on Suomessa ollut trifenyylitinafluoridi (CAS 379-52-2). Mahdollisesti ainakin trifenyylitinakloridia (CAS 639-58-7) ja trifenyylitinahydroksidia (CAS 76-87-9) on ollut käytössä joissakin valmisteissa. TPhT-fluoridi on varsin stabiili yhdiste ja se voi esiintyä ympäristössä sellaisenaan tai trifenyylitinahydroksidiksi muuntuneena (ks. kappale 4.1). Trifenyylilyhdisteet liukenevat meriveteen vain noin 1 mg/l ja niiden logaritminen oktanoli-vesi jakaantumiskertoimen arvo $\log K_{ow}$ on välillä 3,1 - 3,5 (-hydroksidi) - 4,19 (-kloridi).

Trifenyylitinahydroksidin jakaantumiskerroin veden ja orgaanisen aineksen välillä K_{oc} vaihtelee erään tutkimusten mukaan välillä 1 900 - 54 000 ($\log K_{oc} = 3,2 - 4,7$). Selvää korrelaatiota adsorption ja orgaanisen aineksen pitoisuuden tai pH:n suhteen ei ole havaittu.

Myös TPhT on biologisesti kertyvää ja sen myrkkövaikutusmekanismit eliöihin ovat samantyyppiset kuin tributyyliitinalla. TPhT ei akuutisti ole aivan niin myrkyllistä kuin TBT, mutta esim. EFSA:n tuorein arvio OT-yhdisteistä asettaa nämä ryhmät samanarvoisiksi saantoarviossaan (tolerable daily intake, TDI on summalle). Krooniset vaikutuksettomat pitoisuudet (NOEC) ovat laboratoriotesteissä olleet kaloilla ja vesikirpuilla pitoisuustasolla $0,1 \text{ µg/l}$. TPhT:n on kuitenkin myös aiheuttavan häiriöitä ainakin joidenkin kotilolajien hormonitoimintaan yhtä alhaisilla pitoisuustasoilla kuin TBT (Duft ym. 2003; U.S. EPA 1999).

Trifenyylitinafluoridin kertyminen suoraan vedestä karppiin (*Cyprinus carpio*) on varsin voimakasta. Mitatut BCF-arvot ovat 1 320 - 4 880 välillä (1 µg/l vedessä BCF 1 530 - 4 240, $0,1 \text{ µg/l}$ vedessä BCF 1 320 - 4 880). (NITE 2006)

Trifenyylitinahydroksidin biologinen kertymiskerroin (BCF) vedestä isoaurinkoahveneeseen (*Lepomis macrochirus*) on kahden eri tutkimuksen mukaan ollut 4 700 (Barrows ym. 1982) ja 3500 (Dionne 1993). Testeissä havaittu kertymisnopeus oli suhteellisen hidas. Tasapainotilanne saavutettiin vasta 56 vrk (22°C) ja 112 vrk (17°C) kuluttua kokeiden aloittamisesta. Veden pitoisuus pidettiin molemmissa kokeissa vakiona $0,5 \text{ µg/l}$ ja aineen pitoisuudet kalojen kudoksissa tasapainotilanteessa saavuttivat $2,3 \text{ mg/kg}$ ja $1,7 \text{ mg/kg}$ lukemat (tuorepainoa, koko kala). Aineen poistuminen kalasta puhtaassa vedessä oli myös varsin hidasta, 72 % (22°C) ja 56 % (17°C) poistuma 56 vrk kuluessa. Kolmannessa tutkimuksessa määritettiin emoaineen ja mahdollisten hajoamistuotteiden osuus kalan (*Lepomis macrochirus*) kudoksissa (14°C , $22,5^\circ\text{C}$). Alitistusvaiheen (35 vrk) jälkeen 87 % emoaineesta oli kalan kudoksissa muuntumattomana ja 7 % erilaisina polaarisisina hajoamistuotteina (+ kemiallisesti määrittämätöntä 14°C aktiivisuutta) (Fisher ym. 1987).

Trifenyylitinahyhdisteet näyttävät olevan kertyvämpiä kaloihin ja niiden metabolointi on heikompa kuin TBT:n (mm. Yamada ym. 1994; Harino ym. 2000; Albalat ym. 2002). Lisäksi esimerkiksi TPhT-asetaatilla on osoitettu useita subletaaleja vaikutuksia kalanpoikasiin (Strmac ym. 1999). On myös ilmeistä, että kalat erittävät merkittävän osan aineesta takaisin vesiympäristön biologiseen kiertoon muuntumattomana (hajoamattomana).

Trifenyylitinaa on Suomessa viime aikoina toteutetuissa kalatutkimuksissa (VESKA, EVI-KTL-RKTL-SYKE) havaittu melko suuria pitoisuuksia. Tulosten perusteella TPhT kertyy voimakkaasti kaloihin. On myös mahdollista, että trifenyylitina jossakin

määrin myös rikastuu ainakin akvaattisessa ravintoketjussa. Tähän viittaa sekin, että hauesta on mitattu korkeampia pitoisuuksia kuin muista kalalajeista.

Vaikka nykyisen tiedon perusteella TPhT-yhdisteiden akuutit vaikutukset vesieliöille eivät ole samaa luokkaa kuin TBT-yhdisteiden, niiden pitkäaikaisvaikutukset eliöille saattavat olla samantyyppisiä kuin TBT:n. Siten on perusteltua ajatella yhteisvaikutuksen olevan yksinkertaisesti aineiden summa, joka kalan lihaksessa on lähinnä TBT + TPhT. Muiden yhdisteiden (MBT, DBT, MPhT ja DPhT) osuus on sitä vastoin vähäinen.

Orgaanisten tinayhdisteiden vaikutuksista lintuihin on olemassa tutkimuksia, mutta huomattavasti vähemmän kuin tutkimuksia vesieliöstövaikutuksista. TBT- ja TPhT-yhdisteiden osalta voidaan yleisluonteisesti sanoa, että linnuilla havaitut vaikutukset tulevat esiin vasta suhteellisen korkeilla altistustasoilla. Lintujen lisääntymiskykyä testaavan standarditestin mukaan (OECD 2006) vaikutuksia viiriäisten lisääntymistuloksessa ei havaittu lintujen ravinnon sisältäessä 30 mg/kg tai vähemmän tributyyliinaoksidia (Schlatterer ym. 1993).

TPhT on vastaavissa testeissä osoittautunut linnuille haitallisemmaksi kuin TBT ja alhaisin haitaton arvo oli 10 mg/kg (testattu 3 eri lajia) (SYKE 2006b). Testi mittaa munien määrää, hedelmöittymistä, kuoriutumista ja poikasten kehittymistä. Torjunta-aineiden EU-riskinarviointiohjeiston mukaan em. lukuihin tulee vielä soveltaa turvakerrointa (5) lajien välisen vaihtelun huomioon ottamiseksi. Arvio lintujen lisääntymiselle haitattomana ravinnon TPhT-pitoisuutena voidaan siten pitää 2 mg/kg ravintoa.

Linnut voivat altistua orgaanisille tinayhdisteille ensisijaisesti vesistöistä peräisin olevan ravinnon kautta (kotilot, simpukat, kalat, äyriäiset jne.). Rantavyöhykkeestä kotiloita ja simpukoita ravintonaan käyttävät linnut ovat todennäköisimmin kaikkein eniten altistuva ryhmä. On mahdollista tehdä karkea vertailu haitattomana pidettyyn lintujen ravinnon pitoisuuden (NOEC = 2 mg/kg) ja rannikoitamme tehtyjen lintujen ravintoeliöiden seurantatietojen välillä. Seurantatietojen perusteella mitatut pitoisuudet nilviäisistä (*Mollusca*) ja kaloista jäävät selvästi NOEC-arvoa alhaisemmiksi. Yleensä pitoisuudet ovat aina olleet << 0,5 mg/kg (tp). Tästä voidaan tehdä johtopäätös, että orgaanisten tinayhdisteiden suorat vaikutukset lintujen lisääntymiseen ovat nykyisillä ravinnon pitoisuustasoilla epätodennäköisiä.

Aineet kertyvät väistämättä myös lintuihin, jos aineita esiintyy ravinnossa jatkuvasti. Orgaanisia tinayhdisteitä ja niiden hajoamistuotteita kertyy lintujen maksaan ja munuasiin, sekä lihaksiin ja höyheniin. Lintujen kykyä hajottaa ja poistaa haitta-aineita pidetään yleensä varsin hyvänä (Tanabe 2002). Tavanomaisen ulosteiden mukana tapahtuvan orgaanisten tinayhdisteiden erittämisen lisäksi linnut poistavat jopa ¼-osan kertyneistä organotina-aineista sulkasadon yhteydessä (Guruge ym. 1996). Kroonisella, pitkäaikaisella, myös talvehtimisalueilla tapahtuvalla korkealla altistumistasolla voi kuitenkin olla mm. immunotoksisia, lintujen yleiskuntoa heikentäviä vaikutuksia, jotka voivat välillisesti vaikuttaa näiden lintulajien menestymiseen ja pesintätuloksiin.

4.3

Terveysvaikutukset

TBT:n akuutteihin myrkytysoireisiin ihmisellä kuuluu ihon ja hengitysteiden ärsytys ja TPhT:llä on lisäksi neurotoksisia vaikutuksia. Muista haittavaikutuksista on vähän tietoa ja varsinkaan pitkäaikaisesta altistuksesta ei tiedetä juuri mitään. Ihmistä koskeva riskinarviointi perustuu ennen kaikkea immunologisiin tutkimuksiin koe-eläimillä ja orgaanisten tinayhdisteiden saantiin merestä peräisin olevasta ruuasta (IPCS 1999a; IPCS 1999b).

In vitro-olosuhteissa orgaanisia tinayhdisteitä on kokeiltu myös ihmisen soluilla. Butyyli- ja fenyylylitinoin on havaittu vaikuttavan ihmisen natural killer (NK) –lymfosyytteihin, joilla on keskeinen rooli ihmisen immuunivasteessa syöpäsoluja ja virusten infektoimia soluja vastaan. Butyyli- ja fenyylylitinat heikentävät NK-solujen kykyä sitoutua syöpäsoluihin ja vähentävät siten kykyä hajottaa niitä. (Odman-Ghazi ym. 2003; Whalen ym. 1999; 2000; 2002; 2003)

Triorganotinoilla on havaittu endokriinisia vaikutuksia useissa merieläinlajeissa, vaikka mekanismit ovatkin vielä epäselviä. Ihmisten soluilla tehtyjen tutkimusten tulokset ovat ristiriitaisia. Muutamissa ihmisen soluilla tehdyissä *in vitro* -kokeissa endokriinisten vaikutusten on havaittu kohdistuvan aromataasi-entsyymiin ja androgeenireseptorivasteeseen. TBT, DBT ja TPhT estävät aromataasi sytokromi P450:n toimintaa, mikä muuttaa androgeenejä estrogeeneiksi.

Ihmisen soluilla *in vitro*-tutkimuksissa estrogeenit vaikuttavat mm. sekundääristen naissukupuoliominaisuuksien kehitykseen, luun tiheyden säätelyyn ja kuukautiskiertoon (Cooke 2002; Heidrich ym. 2001; Saitoh ym. 2001). Toisessa tutkimuksessa havaittiin, että vaikka TBT, DBT ja TPhT laskivat aromataasin aktiivisuutta, niin se johtui ennen kaikkea yleisestä solujen kunnon heikkenemisestä (Sanderson ym. 2002). Nisäkkäiden rintasyöpäsoluilla tehdyt tutkimukset eivät myöskään vahvistaneet aromataasin toiminnan estämistä butyylylitinoin endokriinisten vaikutusten mekanismina. Toisaalta samassa tutkimuksessa havaittiin, että butyylylitinat estivät 17 β -estradiolin ja testosteronin indusoimaa solujen lisääntymistä annoksilla, jotka eivät olleet sytotoksisia (Nielsen ym. 2004). Eräänä mekanismina on ehdotettu myös havaintoa, minkä mukaan TBT ja DBT estävät ihmisen 5 α -reduktaasi -isoentsyymien toimintaa. Tämä entsyymi välittää androgeenien aktivaatiota. Riittämätön aktivaatio voi aiheuttaa miehen ulkoisten sukuelinten kehityshäiriöitä (Doering 2002).

Kansanterveyslaitoksen ympäristöterveyden osastolla on alkanut tutkimushanke, jossa selvitetään TBT:n terveysvaikutuksia ihmiselle. Hankkeessa selvitetään mm. eri riskiryhmien veren orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuutta, orgaanisten tinayhdisteiden vaikutuksia sperman määrään ja laatuun sekä pikkupoikien sukuelinten epämuodostumiin sekä sitä, missä määrin altistusta voi tapahtua ravinnon ja juomaveden kautta (ruokakorit, juomavesinäytteet). Tutkimus suunnattaisiin erityisesti kalastajiin sekä nuoriin miehiin.

4.3.1

Orgaaniset tinayhdisteet elintarvikkeissa

European Food Safety Agency (EFSA) on tehnyt arvioinnin TBT:n, TPhT:n, DBT:n ja DOT:n (dioktyylylitina) toksisuudesta ihmiselle. Arviointi perustuu immunotoksisuuteen, jossa edellä mainitut neljä yhdistettä arvioidaan summana. Immunosuppressio voi vähentää vastustuskykyä mikrobeja vastaan (infektioherkkyys kasvaa). EFSA arvioi korkeimmaksi sallituksi päiväsaanniksi (TDI-arvo) ihmiselle 0,25 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{päivä}$ (European Food Safety Agency 2004). Keskimääräinen suomalainen syö päivässä 30 g kalaa, joten tämän mukaan kalan organotinayhdisteiden summa saa olla 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ syötävässä osassa. Keskimääräinen suomalainen myös syö puolet kasvatettua kalaa, jonka OT-pitoisuus on oletettavasti alhainen, joten kontaminoituneen kalan pitoisuus saisi silloin olla 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ syötävää kalan osaa. Vastaavasti, jos joku (kalastaja) syö kalaa keskimäärin 120 g/päivä, eikä lainkaan kasvatettua kalaa, korkein pitoisuus saisi olla 125 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Koska EFSA:n arvio sisältää 100-kertaisen epävarmuuskertoimen ja koska suomalaisten kalojen organotinapitoisuudet ovat olleet alle 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pahimmillakin alueilla, tavanomaisella kalankäytöllä ei pitäisi olla terveysriskiä.

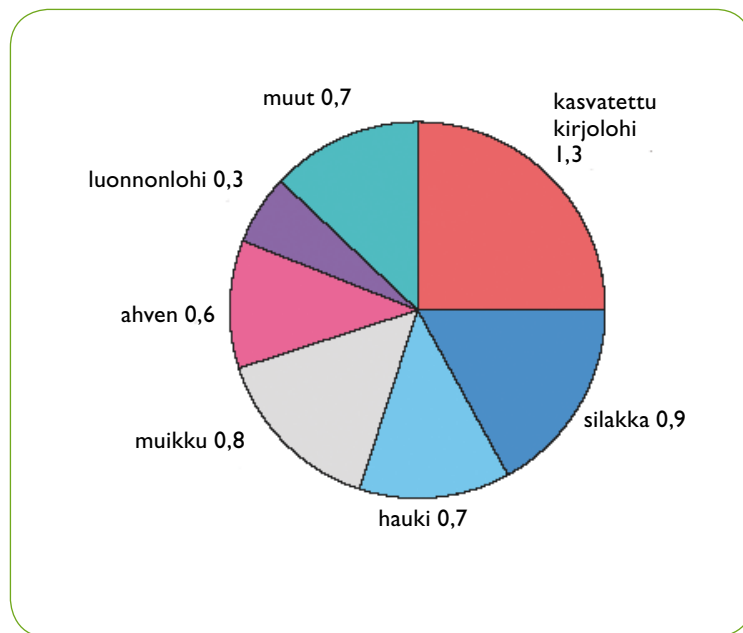
Kirjallisuudessa on arvioitu organotinayhdisteiden saantia eri maissa. Merituotteiden kulutustietoihin ja mitattuihin TBT-pitoisuuksiin perustuen, määritettiin 22 maassa keskimääräinen suurin sallittu TBT-pitoisuus merituotteissa (Tolerable Ave-

rage Residue Levels, TARL). TARL-arvo ylittyi ainakin yhdessä lajissa kaikkiaan 9:ssä tutkituista 22 maasta. Japanissa tehdyn ruokakoritutkimuksen mukaan kala ja simpukka vastasivat yli 95 % kokonaissaannista (Tsuda ym. 1995). Maailmanlaajuisesti TBT:n saannin on arvioitu vaihtelevan 0,18 – 2,6 µg/päivä/henkilö (Keithly ym. 1999). Orgaanisia tinayhdisteitä on kuitenkin löydetty myös monista muovituotteista ja niiden on havaittu siirtyvän jossain määrin elintarvikkeisiin. Tätä kautta ihmiset voivat altistua myös muovien stabilointiaineina ja valmistuksessa katalyytteinä käytetyille orgaanisille tinayhdisteille (Takahashi ym. 1999).

4.3.2

Kalankulutus Suomessa

Ihminen voi altistua orgaanisille tinayhdisteille Suomessa pääasiassa ravinnon kautta, käytännössä syömällä kalaa. Vuosina 1990 - 2003 suomalaisten kalankulutus oli noin 13 - 14 kiloa henkeä kohden vuodessa. Kulutetusta kalasta vapaa-ajankalastuksen saalista oli viidesosa, ammattikalastuksen saalista ja viljeltyä kirjolohta molempia reilut kymmenen prosenttia ja tuontikalaa yli puolet (Maa- ja metsätalousministeriö 2005). Tärkeimpiä kalan tuontimaita ovat Norja, Islanti, Ruotsi, Tanska ja Thaimaa (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2006). Kuvassa 2 on esitetty kotimaisen kalan kulutus lajeittain v. 2003.



Kuva 2. Kotimaisen kalan kulutus vuonna 2003 kg/hlö filepainona laskettuna (Elintarvikevirasto 2005).

Saaristomeri ja Ahvenanmeri ovat tärkeitä kalastusalueita, joilta pyydetään suuri osa kotimaisesta kalasta. Vuonna 2003 Suomen merialueiden kalansaaliista ammattikalastuksen osuus oli 80 %, kalanviljelyn 11 % ja vapaa-ajan kalastuksen osuus 9 %. Taulukossa 3 on esitetty ammattikalastuksen saaliin jakautuminen eri merialueille. Suomalaisten ammattikalastajien merialueiden saaliista 62 % pyydettiin Saaristomereiltä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2004). Suomen viljelystä ruokakalasta 87 % kasvatetaan rannikolla ja tästä suurin osa, 81 %, tuotetaan Lounais-Suomen rannikolla, saaristossa ja Ahvenanmaalla (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2004). Myös merialueiden vapaa-ajankalastuksen saalismäärä on suurin Lounais-Suomessa.

Samoilla alueilla on todettu organotinayhdisteillä pilaantuneita sedimenttejä, joten altistuminen on mahdollista. Ihmisen altistumismahdollisuutta orgaanisille tinayhdisteille vähentää se, että tärkeimmät kaupalliset ruokakalalajit eivät ole pohjakaloja ja että ne vaeltavat ainakin jossain määrin. Viljelty kala kasvatetaan rehulla, joten ne eivät altistu organotinayhdisteille ravinnon kautta. Kotimaisen kalan osuus ruokakalasta on alle puolet. Tuontikalasta suuri osa on viljeltyä lohta (*Salmo salar*) ja kirjo-lohta (*Salmo gairdneri*), jotka on ruokittu rehulla, tai ulapalta pyydettyjä tonnikalaa (*Thunnus thynnus*) ja silliä (*Clupea harengus*) (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2004). Ihmisen altistumismahdollisuutta lisää puolestaan se, että vapaa-ajankalastuksen suosituimmat merilajit, ahven (*Perca fluviatilis*) ja hauki (*Esox lucius*), syövät pohjaeläimiä ja ovat paikkauskollisia.

”Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet kotimaisessa järvi- ja merikalassa” -tutkimuksen tavoitteena on selvittää suomalaisten kuluttajien altistumista orgaanisille tinayhdisteille kotimaisesta järvi- ja merikalasta sekä tarkistaa nykyistä kalansyöntisuositusta orgaanisten tinayhdisteiden osalta (kaksi kala-ateriaa viikossa eri kalalajeja vaihdellen). Tutkimukset kohdistetaan paitsi pilaantuneeksi tiedetyille alueille, myös alueille, joiden otaksutaan olevan puhtaita. Tavoitteena on saada käsitys orgaanisten tinayhdisteiden leviämisestä ja kalojen pitoisuuksista erilaisilla alueilla sekä koota tietoa, miten eri kalalajit ja eri-ikäiset kalat keräävät orgaanisia tinayhdisteitä. Tutkimuksia tehdään koko maan alueella sisävesiltä ja merestä. Lisäksi tutkimusten aikana kerätään tutkittavista kaloista näytepankki, jonka avulla voitaisiin jatkossa seurata eri haitta-aineiden pitoisuuksien muutoksia eri kalalajeissa ja vesistöalueilla. Tutkimushanketta koordinoi Elintarvikevirasto ja siihen osallistuvat Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kansanterveyslaitos ja Suomen ympäristökeskus. Hanke toteutetaan vuosina 2006 - 2008.

Taulukko 3. Ammattikalastajien saalis merialueittain vuonna 2003 (1000 kg) (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2004).

	Perä- meri	Selkä- meri	Saaristo- meri	Suomen- lahti	Eteläinen Itämeri	Muu	Yhteensä Total
Silakka	3 809	45 034	11 867	2 158	490	-	63 358
Kilohaili	1	1 511	4 639	2 031	767	-	8 949
Turska	0	0	0	0	1 163	-	1 163
Kampela	0	9	16	7	10	-	42
Hauki	26	118	63	48	-	-	254
Muikku	115	0	0	0	-	-	115
Siika	333	321	125	26	-	-	805
Lohi	124	33	36	39	112	-	55
Taimen	17	24	4	7	2	-	55
Kirjolohi	0	4	5	0	-	-	9
Kuore	132	287	5	1	-	-	425
Lahna	26	75	19	34	-	-	153
Säyne	6	20	3	2	-	-	31
Särki	183	78	32	68	-	-	360
Made	13	39	11	14	-	-	77
Ahven	78	561	276	69	-	-	984
Kuha	4	206	335	186	-	-	732
Muu	28	87	22	3	-	81	220
Yhteensä	4 894	48 409	17 457	4 693	2 543	81	78 077

5 Orgaaniset tinayhdisteet sedimenteissä

Sedimenttien orgaaniset tinayhdisteet ovat pääosin peräisin antifouling-maaleista. Kohonneita pitoisuuksia on todettu satamien ja telakoiden edustoilta, pienvenesatamista, väyliltä ja meriläjitysalueiden läheisyydestä. Sedimentin orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuden määrittäminen on yleistynyt viime vuosina ruoppaus- ja läjityshankkeita koskevissa selvityksissä. Myös muita sedimentin orgaanisia tinayhdisteitä koskevia tutkimuksia on tehty ja tekeillä.

5.1

Tärkeimmät tunnistetut kuormituslähteet

Sedimenteissä havaittu TBT on pääasiassa peräisin antifouling –maaleista. Muita organotinayhdisteiden käyttökohteita ovat olleet mm. puunsuojaus, liman- ja homeen-torjunta sekä käyttö muoviteollisuudessa. Sisävesien kuormitus on todennäköisesti vähäisempää ja aiheutunut valtaosin yhdisteiden muusta kuin antifouling –käytöstä. Alla on esitelty tarkemmin niitä toimintoja, joihin liittyen orgaanisia tinayhdisteitä on havaittu sedimentissä.

5.1.1

Satamat

Suomessa on runsaat 60 tilastoitua kauppa- ja teollisuussatamaa sekä lastauspaikkaa. Näistä noin 50 on rannikko- ja loput sisävesisatamia. Satamien suuresta lukumäärästä huolimatta satamatoiminta on melko keskittynyttä. Kymmenen suurimman sataman kautta kulkee tonnimääräisesti mitattuna noin 73 % ja 20 suurimman sataman kautta noin 90 % tavaraliikenteestä (Liikenne- ja viestintäministeriö 2003).

Alukset viipyvät satamissa vain vähän aikaa, mutta alusten määrä on suuri. Suomen Satamaliiton 29 jäsensatamassa oli noin 32 000 aluskäyntiä vuonna 2004 (Suomen Satamaliitto 2005). Valtaosa niistä oli ulkomaisia aluksia, joista suuri osa on todennäköisesti käsitelty TBT-pitoisilla maaleilla.

TBT-pitoisuuksia on tähän mennessä tutkittu vain rannikkosatamien sedimenteistä. Koska sisämaan syväsatamien aluskäynneistä yli puolet on ulkomaisia viidessä suurimmassa satamassa ulkomaisten alusten osuus oli 46 – 70 % vuonna 2003), on mahdollista, että myös sisämaan suurten satamien sedimenteissä on orgaanisia tinayhdisteitä (Suomen Satamaliitto 2005).

5.1.2

Telakat

Telakoiden edustoilla havaittu TBT on joutunut mereen alusten pohjamaalauksen uusimisen yhteydessä. Vanha maali on poistettu hiekkapuhalluksella ja sen rippeet

ovat usein kulkeutuneet mereen. Ajan mittaan TBT-pitoinen aines voi levitä virtausten mukana laajemmalle.

Suomessa oli suuria aluksia rakentavia ja huoltavia telakoita vuonna 2004 kootujen tietojen mukaan 13 kappaletta. Näistä osa ei ole enää toiminnassa. Telakka- ja korjaamoyhdistykseen kuuluu nykyisin 23 yritystä, jotka huoltavat pääasiassa pienheikköjä aluksia ja veneitä. Vuonna 2001 tehdyssä esiselvityksessä Suomessa arvioitiin olevan yhteensä alle 200 venetelakkaa (Penttinen ym. 2001).

5.1.3

Pienvenesatamat

Suomessa ei ole saanut käyttää TBT-pitoisia maaleja alle 25 m:n pituisiin aluksiin vuoden 1991 jälkeen. Pienvenesatamien sedimentissä on silti edelleen suhteellisen korkeita organotinapitoisuuksia vanhan kuormituksen seurauksena.

Pienveneissä käytetään pitkien seisona-aikojen (keskimäärin jopa 95 % vesilläolo-kaudesta) vuoksi runsaasti tehoaineita ja veneitä maalataan useammin kuin kauppa-aluksia, jopa useita kertoja vuodessa. Esimerkiksi v. 1987 orgaanisia tinayhdisteitä sisältävistä antifouling-maaleista peräti 87 % (yht. 43 000 l) myytiin vähittäismyyntin kautta. Kuparipohjaisista antifouling-maaleista myytiin samana vuonna 13 % (yht. 89 000 l) vähittäismyyntin kautta. Perämerellä ja sisävesillä ei ole kovin suurta tarvetta antifouling-aineiden käyttöön, mutta osa veneilijöistä käyttää niitä siitä huolimatta.

Suomessa on noin 600 – 1000 pienvenesatamaa, mutta tarkkaa lukumäärää on vaikea arvioida. Pienvenesatamia pitävät yllä kuntien lisäksi vene-seurat. Suomen Veneilyliittoon tai Suomen Purjehtijaliittoon kuuluu yhteensä 300 veneseuraa. Lisäksi järjestäytymättömiä veneseuroja on arviolta 250.

Pienveneiden vanha maali poistetaan ja veneet maalataan uudelleen keväisin. Siksi myös talvisäilytysalueilla, joilla käsittely tapahtuu, voi olla TBT-maalien jäämiä. Talvisäilytysalueelta maalijäämät huuhtoutuvat helposti pesu- ja sadevesien mukana vesistöön. Helsingin uusissa ympäristönsuojelumääräyksissä edellytetäänkin, että pohjamaali poistetaan tiiviillä alustalla ja kerätään mahdollisimman tarkoin talteen, jotta aineita ei joutuisi ympäristöön (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 2005). Suomessa arvioidaan olevan noin 600 toimivaa tai jo lakkautettua talvisäilytysaluetta, jotka ovat kuntien, veneseurojen tai telakka- ja korjaamoyritysten ylläpitämiä (Penttinen ym. 2001). Suurin osa talvisäilytysalueista sijaitsee rannikon tiheään asutuilla alueilla.

5.1.4

Väylät

Suomessa on rannikkoväyliä yhteensä noin 7 600 km ja sisävesiväyliä 7 900 km. Kauppamerenkulkuun soveltuvia väyliä on yhteensä 5 400 km (Merenkululaitos 2006b). Väylillä kulkevien alusten pohjista liukenee jatkuvasti TBT:tä veteen. Tavallinen tributyyliitin liukenemisnopeus antifoulingmaaleista on ollut $4 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{vrk}$ ($40 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{vrk}$). Tämä tarkoittaa, että jokaista käsiteltyä neliometriä kohden liukenee noin 15 g TBT:tä vuodessa. Tavallisen rahtilaivan pohjasta voi siis liueta TBT:tä noin 50 - 100 kg/v. Antifouling-maalia voi irrota alusten pohjista myös hiutaleina esimerkiksi jäiden aiheuttaman mekaanisen kulutuksen vuoksi.

Meriläjitysalueet

Vanhoille meriläjitysalueille on läjitetty orgaanisilla tinayhdisteillä pilaantuneita ruoppausmassoja. Näistä massoista yhdisteitä voi liueta takaisin veteen. Pilaantunutta sedimenttiä voi myös kulkeutua läjitysalueen ulkopuolelle. Läjitysalueiden organotinapitoisuus riippuu ennen kaikkea siitä, mistä alueella olevat massat on tuotu. Esimerkiksi Airistolla vanhalta läjitysalueelta on levinnyt ympäristöön organotinayhdisteitä, jotka ovat peräisin pilaantuneista ruoppausmassoista. Nykyisin ruoppausmassojen läjityskelpoisuutta arvioidaan ennen läjittämistä lupakäsittelyn yhteydessä (Ympäristöministeriö 2004a).

Tutkimus- ja tarkkailuvelvoitteet

Ympäristönsuojelulain mukaisesti (4.2.2000/86, 5 §) toiminnanharjoittajan on oltava riittävästi selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista, ympäristöriskeistä ja haitallisten vaikutusten vähentämismahdollisuuksista (selvilläolovelvollisuus). Sekä vesirakentamishankkeita koskeviin vesilain mukaisiin lupahakemuksiin että ympäristölupaa edellyttävän toiminnan ympäristölupahakemuksiin tulee liittää riittävät selvitykset ympäristövaikutuksista. Lupapäätöksissä annetaan tarvittavat määräykset hankkeen tai toiminnan aiheuttamien päästöjen ja vaikutusten tarkkailusta.

Ruoppaus- ja läjityshankkeissa edellytetään nykyisin yleensä hakemusvaiheessa sedimenttitutkimuksia tai pysyvän läjitysalueen kyseessä ollessa ennen läjitystä tehtäviä selvityksiä. Myös ruoppaus- ja läjityshankkeiden tarkkailuun on viime aikoina likaantuneiden sedimenttien kyseessä ollessa sisällytetty yhä useammin haitallisten aineiden määrittämiä sedimentistä, pohjaeliöistä ja kaloista.

Ympäristönsuojeluasetuksessa luetellaan toiminnanharjoittajia, jotka ovat suoraan toimintansa perusteella velvollisia hakemaan ympäristölupaa (mm. telakat sekä pääosin kauppamerenkulun käyttöön tarkoitetut ja yli 1 350 tonnin vetoisille aluksille soveltuvat satamat tai lastaus taikka purkulaiturit). Orgaaniset tinayhdisteet sisältyvät lisäksi ympäristönsuojeluasetuksen Liitteen 1 aineluetteloon aineista, joiden päästöt vesiin tai yleiseen viemäriin ovat ympäristöluvanvaraisia. Lainsäädännössä orgaaniset tinayhdisteet on siten liiteluettelossa nostettu esille aineryhmänä, joka tulee vesiensuojelun vuoksi ottaa erityisesti huomioon.

Lainsäädäntö edellyttää siis, että orgaanisten tinayhdisteiden (TBT:n) päästöt tulee selvittää. Yhdisteiden päästölähteet eivät ole olleet yleisesti tiedossa, minkä vuoksi jätevesipäästöjä aiheuttavan toiminnan ympäristölupahakemuksissa tai tarkkailussa ei juurikaan ole edellytetty orgaanisia tinayhdisteitä koskevia selvityksiä. Lisäksi aineiden käyttöä on rajoitettu mm. teollisuuslaitosten kierto- ja jäähdytysvesijärjestelmissä. Satama-alueiden sedimentit on viimeaikaisissa tutkimuksissa havaittu yleisesti TBT:lla likaantuneiksi, mutta myöskään satamien ympäristölupahakemuksiin tai tarkkailuun ei ole toistaiseksi säännönmukaisesti sisällytetty TBT-tutkimuksia. Satamien ympäristölupahakemukset niihin liittyvine tarkkailuohjelmineen ovat suurelta osin vielä vireillä.

Sedimenttiselvitykset Suomessa

Suomessa sedimentin organotinapitoisuuksia on tutkittu lähinnä erilaisten vesirakennushankkeiden yhteydessä, joissa joudutaan ruoppaamaan ja läjittämään massoja. Viime aikoina tutkimuksia on tehty myös yksinomaan ympäristönäkökulmasta. Tällöin on pyritty selvittämään pitoisuustasojen lisäksi orgaanisten tinayhdisteiden levinneisyyttä.

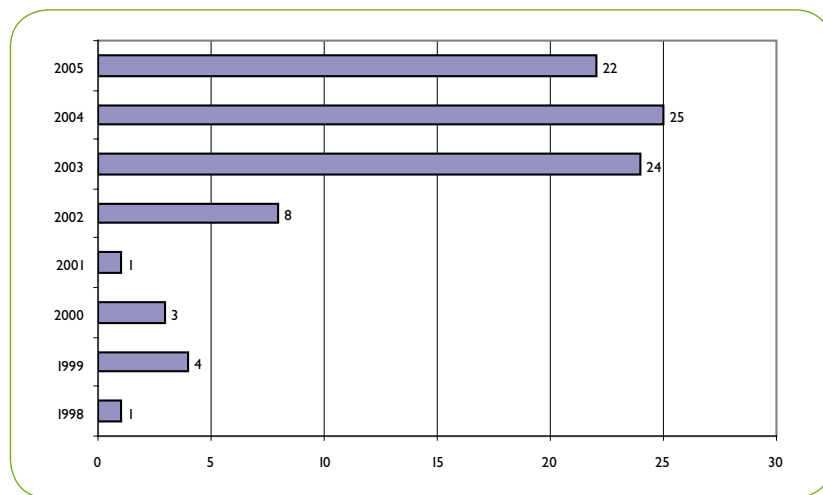
5.3.1

Sedimenttitutkimusten kartoitus

Suomen ympäristökeskus kartoitti sedimenttitutkimuksia, joissa orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuutta on analysoitu. Näitä tutkimuksia on tehty pääasiassa satamista, telakoilta, pienvenesatamista ja laivaväyliltä. Tietoja vuoden 2005 loppuun mennessä toteutetuista tutkimuksista koottiin alueellisilta ympäristökeskuksilta, toiminnanharjoittajilta (satamilta, telakoilta, Merenkululaitokselta) sekä satamakaupunkien ympäristöviranomaisilta, organotinatutkimuksia tehneiltä tutkimuslaitoksilta ja konsulteilta.

Kartoitustuloksissa on sedimenttien mittaustuloksia kahdeksan vuoden ajalta. TBT-pitoisuuden määrittäminen on yleistynyt vasta aivan viime vuosina. Ympäristöministeriön antaman ohjeen (Ympäristöministeriö 2004a) myötä ne ovat tulleet ruoppaus- ja läjityshankkeiden valmistelun osaksi.

Vuoden 2005 loppuun mennessä saatiin kerättyä tiedot 88 tutkimuksesta (kuva 3). Ne sijoittuvat pääasiassa rannikkoseudulle, erityisesti Lounais-Suomeen ja Helsingin edustalle (kuva 4).



Kuva 3. Suomessa vuosina 1998 - 2005 tehtyjen tutkimusten lukumäärä, joiden yhteydessä on analysoitu sedimentin organotinapitoisuutta. Vuoden 2005 osalta ovat mukana vuoden loppuun mennessä valmistuneet tutkimukset.

Taulukossa 4 on vertailtu Suomessa vuosina 1998 - 2005 tehtyjä orgaanisten tinayhdisteiden tutkimuksia ja niiden tuloksia toimintokohtaisesti ryhmiteltynä. Tarkastelussa oli mukana 88 tutkimusta, joista osassa näytteitä on otettu useampaan toimintoon kohdistuen (esim. satamasta ja väylältä). Tästä syystä taulukossa eri toiminnoista tehtyjen tutkimusten summa on tutkimusten kokonaismäärää suurempi.

Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia on määritetty satamista, telakoiden edustoilta, pienvenesatamista, väyliltä ja suunnitelluilta läjitysalueilta sekä viime aikoina myös kauempaa näistä tunnetuista lähteistä esim. alueen tilan tai pilaantuneisuuden levinneisyyden arvioimiseksi. Sarakkeeseen "muut" on koottu tuloksia, jotka eivät liity em. kuormituslähteiden tutkimuksiin. Niissä on mm. selvitetty pilaantuneisuuden levinneisyyttä (vrt. 5.4.2 ja 5.4.4) tai määritetty sedimentin tilaa muihin rakennushankkeisiin liittyen. Ne eivät siis kuvaa tausta-alueiden pitoisuuksia.

Taulukko 4.
Suomessa vuosina 1998-2005* tehdyt TBT-tutkimukset

	Satamat	Telakat	Pienvene- satamat	Väylät	Läjitys- alueet	Muut
Tutkimusten lukumäärä	40	16	18	23	11	6
Näytepisteiden lukumäärän keskiarvo	6,1	12,4 (ilman Vuosaarta 3)	3,2	5,5	3,4	8,6
Näytepisteiden lukumäärän vaihteluväli	1-28	1-85 (ilman Vuosaarta 1-7)	1-8	1-22	1-6	3-31
Normalisoimattomat TBT-pitoisuudet min-max (µg/kg ka)	<1-1800	<1-9200	<1-3400	<1-1600	<1-580	<1-640
Normalisoidut TBT-pitoisuudet min-max (µg/kg ka)	<1-3300	1-15 600	1,1-7400	<1-5300	<1-660	<1-580

* Vuoden 2005 osalta vuoden loppuun mennessä valmistuneet tutkimukset

Näytepisteiden lukumäärään vaikuttavat tutkittavan alueen koko ja tutkimuksen tarkoitus. Määrä on uudemmissa tutkimuksissa kasvanut aiempiin verrattuna. Aiemmissa tutkimuksissa TBT on joissakin tapauksissa analysoitu vain yhdestä näytepisteestä. Tällöin on lähinnä haluttu selvittää TBT:n esiintymisen mahdollisuutta alueella. Näytepisteet on yleensä sijoitettu aiotun ruoppausalueen mukaan eikä pilaantuneisuuden rajoja ole pyritty laajemmin kartoittamaan. Tutkimukset on useimmiten tehty ruoppaushankkeiden yhteydessä massojen läjityskelpoisuuden arvioimiseksi. Työn tilaaja ei yleensä ole pilaantumisen aiheuttaja, joten koko alueen tilan selvittäminen ei ole ollut tilaajan intressinä eikä vastuulla.

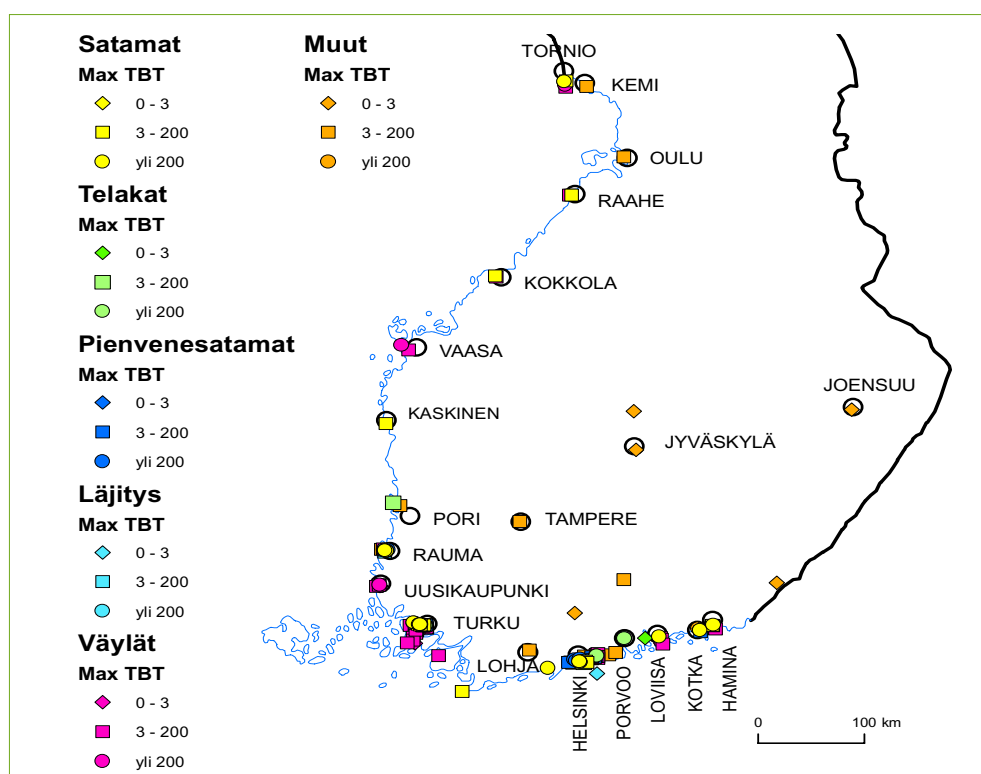
Taulukossa 4 on esitetty minimi- ja maksimipitoisuuksia. Mittaustulosten keskiarvo tai mediaani ei kuvaa alueen pilaantuneisuutta tutkimuspisteiden vähäisen lukumäärän ja pilaantuneimpia alueita painottavan sijoittumisen vuoksi. Siksi keskilukuja ei ole taulukossa esitetty. Näytepisteiden vähäinen määrä vaikeuttaa muutoinkin tulosten edustavuuden arviointia.

Tutkimusten minimi- ja maksimipitoisuudet on esitetty siten, että normalisoimattomissa (= mitatuissa) pitoisuuksissa ovat mukana kaikki tutkimukset ja normalisoiduissa vain ne, joista normalisoidut pitoisuudet ovat olleet saatavina. Näytetulosten normalisointi mahdollistaa haitta-ainepitoisuuksien vertailun raekoostumukseltaan

ja luonnollisilta kemiallisilta ominaisuuksiltaan erilaisten sedimenttien välillä. Siksi vain normalisoituja pitoisuuksia voidaan luotettavasti vertailla keskenään.

Näytetulosten normalisointi standardisedimentiksi on yleistynyt vasta vuodesta 2002 lähtien. Normalisoinnissa näytteestä mitattu haitta-ainepitoisuus korjataan muuntokaavaa käyttäen vastaamaan ns. standardisedimenttiä. Suomessa standardisedimentissä on 25 % savea ja 10 % orgaanista ainesta (vrt. Siiro ym. 2001; Ympäristöministeriö 2004a).

Orgaanisiin tinayhdisteisiin liittyviä tutkimuksia on tehty 14 kaupungin matkustaja-, kauppa- ja teollisuussatamista. TBT:n normalisoidut maksimipitoisuudet tutkittujen



Kuva 4. Suomessa vuosina 1998 - 2005 tehtyjen TBT-tutkimusten maksimipitoisuudet ($\mu\text{g/kg}$ normalisoituna) pilaavan toiminnon mukaan jaoteltuna.

satamien sedimentissä ovat olleet keskimäärin muutamasta sadasta pariin tuhanteen mikrogrammaan kilossa kuiva-ainetta.

Telakoiden edustoilla tehdyissä tutkimuksissa sedimentin normalisoidut TBT:n maksimipitoisuudet ovat olleet samaa suuruusluokkaa kuin satamissa ts. keskimäärin muutamasta sadasta pariin tuhanteen mikrogrammaan kilossa kuiva-ainetta. Kartoituksessa oli mukana tutkimuksia yhdeksän telakan edustalta seitsemältä paikkakunnalta.

Pienvenesatamien sedimentin TBT-pitoisuutta on tutkittu 18 kohteessa kuudessa kaupungissa. Näissä tutkimuksissa TBT:n normalisoidut maksimipitoisuudet vaihtelivat keskimäärin muutamasta kymmenestä muutamaan sataan mikrogrammaan kilossa kuiva-aineesta mitattuna. Tätä korkeampia pitoisuuksia tavattiin alueella, jossa oli aiemmin ollut veneiden huolto- ja korjaustoimintaa.

Organotinapitoisuuksia on määritetty kahdellatoista satamaan johtavalla väylällä. Keskimäärin TBT:n normalisoidut maksimipitoisuudet näissä tutkimuksissa vaihtelevat muutamasta kymmenestä muutamaan sataan mikrogrammaan kilossa

kuiva-aineesta mitattuna, joskin satamien lähellä pitoisuudet voivat olla suurempia. Avomerellä otetuissa viidessä mittauspisteestä neljä sijaitsee lähellä Suomenlahden ja Perämeren vilkkaita väyliä. Näissä organotinapitoisuudet vaihtelivat 30 - 80 µg/kg ka. Selkämeren mittauspisteessä pitoisuus oli huomattavasti pienempi, 1 µg/kg ka.

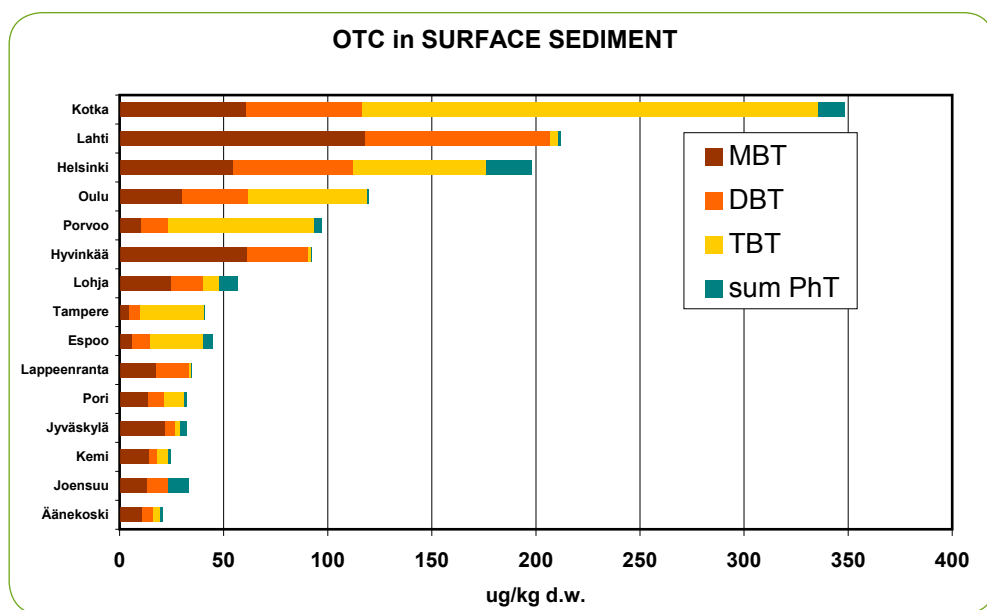
TBT:n maksimipitoisuudet keskittyvät yleensä pintasedimenttiin (0 - 10 cm). Alueilla, joilla virtaukset liikuttelevat sedimenttiä ja uutta sedimenttiä kerrostuu runsaasti, maksimipitoisuus voi esiintyä syvemmillä.

Vanhemmissa tutkimuksissa analysoitiin yleensä vain TBT:n pitoisuus, mutta sittemmin myös TPhT:n sekä DBT:n ja MBT:n analysoiminen on yleistynyt. Kaikissa tutkimusraporteissa ei ole mainittu muiden kuin TBT:n pitoisuuksia, vaikka ne olisi analysoitukin.

5.3.2

Vesipuitedirektiivin haitallisten aineiden kartoitus

Vesipuitedirektiivin haitallisten aineiden kartoitus -projektissa (VESKA) Suomen ympäristökeskus ja alueelliset ympäristökeskukset ovat kartoittaneet erityisesti vesipuitedirektiivissä priorisoitujen aineiden esiintymistä Suomessa sekä meri- että sisävesialueilla. Kohdealueina on ollut kaupunkien lähivesiä, joissa on selvitetty kuluttaja- ja teollisuuskäytössä olevien aineiden esiintymistä pintavesissä, sedimenteissä ja kaloissa.



Kuva 5. Orgaanisten tinayhdisteiden esiintyminen pintasedimentissä (2-3 cm) kaupunkien edustalla VESKA -kartoituksessa. Tulokset on normalisoitu 10 % orgaanisen aineen pitoisuuteen. Tulosten laajennettu epävarmuus on 30 %. (Mannio ym. 1995.)

Orgaanisia tinayhdisteitä löytyi kaikkien tutkimusalueiden sedimentistä (kuva 5) ja pitoisuudet ylittivät läjitysmassojen tason 1 laatuksiteerin (3 µg/kg). Alueiden vertailu voi olla tässä vaiheessa vain alustavaa, sillä näytteet on otettu yhdeltä alueelta kultakin kohteelta, eikä etäisyyttä minkään aineen kuormituslähteisiin ole voitu vakioida. Eteläisen rannikon kaupunkien edustoilla oli suurimmat pitoisuudet organotinayhdisteitä ja TBT oli vallitseva esiintymismuoto. Samansuuntaisia tuloksia on saatu myös muista sedimenttitutkimuksista.

Huomattavaa on, että myös sisävesien kohteissa esiintyi organotinayhdisteitä 10 - 100 µg/kg. Suurimmat pitoisuudet erityisesti mono- ja dibutyylitinaa (MBT ja DBT) oli jokiuomissa, joissa jätevesien laimeneminen on heikompaa kuin järvissä (Lahti-> Porvoonjoki, Hyvinkää-> Vantaanjoki). Fenyyliotinayhdisteitä esiintyi sedimentissä keskimäärin vain 7 %.

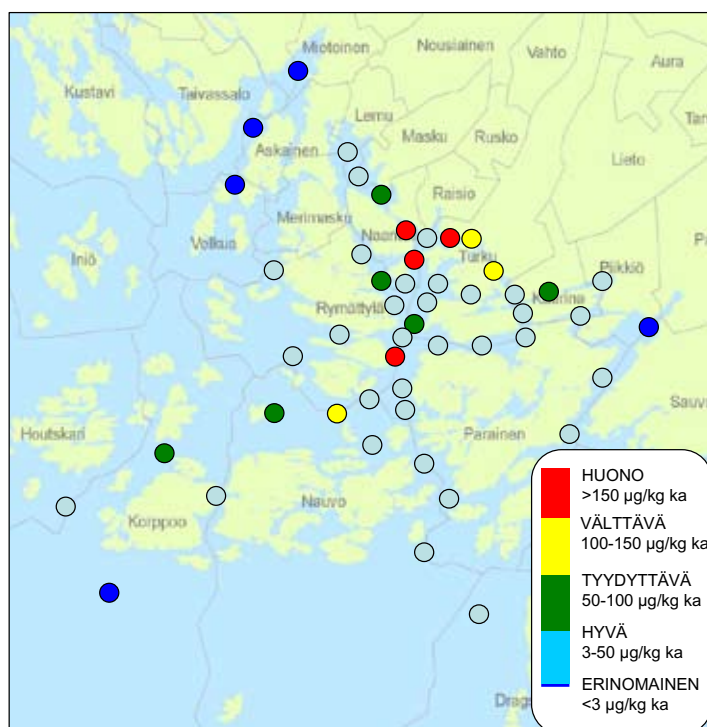
5.3.3

Lounaisen rannikkoalueen tutkimus

Lounaisella rannikkoalueella tehtiin ensimmäinen orgaanisten tinayhdisteiden laajamittainen kartoitus vuosina 2003 ja 2004. Tuolloin Turun ja Naantalin edustan merialueilla toteutettiin kolme kartoitustutkimusta, joiden mukaan tributyylitinaa (TBT) oli levinnyt laajalti Airistolle ja rannikon läheisiin salmiin. Airiston kartoituksessa yhdeksällä asemalla kymmenestä sedimentin TBT-pitoisuudet ylittivät 3 µg/kg ka (ruoppausmassojen läjityskriteereiden taso 1).

Lounais-Suomen ympäristökeskus koordinoi vuonna tutkimushankkeen ”Vaarallisten tinayhdisteiden (TBT, TPhT) kulkeutuminen ja biologiset vaikutukset Suomen lounaisella rannikkoalueella”. Tämän tutkimuksen yhtenä tavoitteena oli systemaattisesti kartoittaa, kuinka laajalle alueelle tinayhdisteitä (TBT, TPhT) on kulkeutunut Saaristomerellä.

Tutkimushankkeen aikana Saaristomereltä otettiin 50 pintasedimenttinäytettä (kuva 6). Näytteistä viiden TBT:n ja TPhT:n pitoisuus alitti 3 µg/kg ka (taso 1), kolme ylitti 200 µg/kg ka (ruoppausmassojen läjityskriteereiden taso 2) ja loput näytteet asettuivat ns. ”harmaalle alueelle”, eli tasojen 1 ja 2 väliin.



Kuva 6. Orgaanisten tinayhdisteiden kertyminen pintasedimentteihin (0-5 cm) Saaristomerellä. ”Vaarallisten tinayhdisteiden (TBT, TPhT) kulkeutuminen ja biologiset vaikutukset Suomen lounaisella rannikkoalueella” -tutkimushankkeessa.

Haitta-ainekartoitus Helsingin vesialueella

Helsingin vesialueella on orgaanisia tinayhdisteitä mitattu jo vuosina 1988 ja 1989. Tuolloin tutkittiin tributyylitinan esiintymistä venesatamien vedessä ja kertymistä sinisimpukoihin (Ylä-Mononen 1991). Vuonna 2003 analysoitiin tulevan Vuosaaren sataman edustan sedimenteistä korkeita TBT-pitoisuuksia. Alueella on aikaisemmin toiminut telakka. Koska Helsingin kaupungin alueella on toiminut useita telakoita ja satamia, koska sen vesialueella kulkee merkittäviä laiva- ja veneväyliä ja koska muualta maasta oli saatu viitteitä sedimenttien korkeista organotinapitoisuuksista, päätti Helsingin kaupungin ympäristökeskus tehdä kesällä 2004 selvityksen sedimenttien TBT-, TPhT- ja raskasmetallipitoisuuksista.

Helsingin kaupungin ympäristökeskus tutki kesällä 2004 telakoiden (2 kpl) ja venesatamien (3 kpl) merenpohjan TBT-pitoisuuksia. Läjitysainemäärä tason 1 laatu-kriteeri ($3 \mu\text{g/kg}$) ylittyi kaikissa tutkituissa kohteissa. Ylemmän ohjearvon ylityksiä oli Hietalahden telakan sekä Iso-Sarvaston ja Koivusaaren venesatamien edustoilla. Näytteet otettiin pintasedimenteistä kahdelta syvyydeltä (0 - 5 cm ja 5 - 10 cm) (Autio 2004).

Kaupunki oli samaan aikaan selvittänyt esimerkiksi kaavoituksen yhteydessä rantojensa tilaa. Sedimenttien pilaantuneisuustutkimuksissa oli havaittu orgaanisten tinayhdisteiden kohonneita pitoisuuksia, mutta myös korkeita PCB- ja raskasmetallipitoisuuksia.

Sedimenttiselvitystä jatkettiin kesällä 2005. Tuolloin kartoitettiin Helsingin vesialueen sedimenttien pintakerroksen (0–5 cm ja 10–20 cm) haitta-ainepitoisuuksia kolmen lahtialueilta ulkomerelle ulottuvan näytelinjan avulla. Näin saatiin kuva orgaanisten tinayhdisteiden levinneisyydestä. Sedimenttinäytteitä otettiin 31 havaintopaikasta. Kaikista näytteistä ($n=43$) määritettiin tributyylitina ja trifenyylitina. Lisäksi kahdestatoista pisteestä määritettiin PCB-yhdisteet ja raskasmetallit.

Haitta-ainepitoisuuksia tarkasteltiin sekä absoluuttisina, määritettyinä pitoisuuksina että standardisedimentiksi normalisoituina. Tulosten perusteella orgaaniset tinayhdisteet (TBT ja TPhT) aiheuttavat haitta-aineista suurimman ongelman. Kohonneita pitoisuuksia esiintyi koko Helsingin vesialueella ulkomerialueita lukuun ottamatta. Laajoilla alueilla Helsingin saaristossa normalisoidut TBT-pitoisuudet olivat tasolla 20 – 100 $\mu\text{g/kg}$. Linjan Melkki-Vallisaari-Santahamina ulkopuolella TBT-pitoisuudet olivat pääosin alle määritysrajan. Erityisen korkeita TBT-pitoisuuksia havaittiin mm. Länsisataman edustalla (580 $\mu\text{g/kg}$, normalisoituna), Kruunuvuorenselällä (223 $\mu\text{g/kg}$) ja Vartiokylänlahden edustalla (220 $\mu\text{g/kg}$). Tutkimuksissa havaittiin pitoisuuksien vaihtelevan huomattavasti lyhyelläkin välimatkalla. Trifenyylitinapitoisuudet olivat pääsääntöisesti alle määritysrajan. TPhT-pitoisuudet olivat erittäin korkeat Sörnäisten sataman sekä Vartiokylänlahden edustalla.

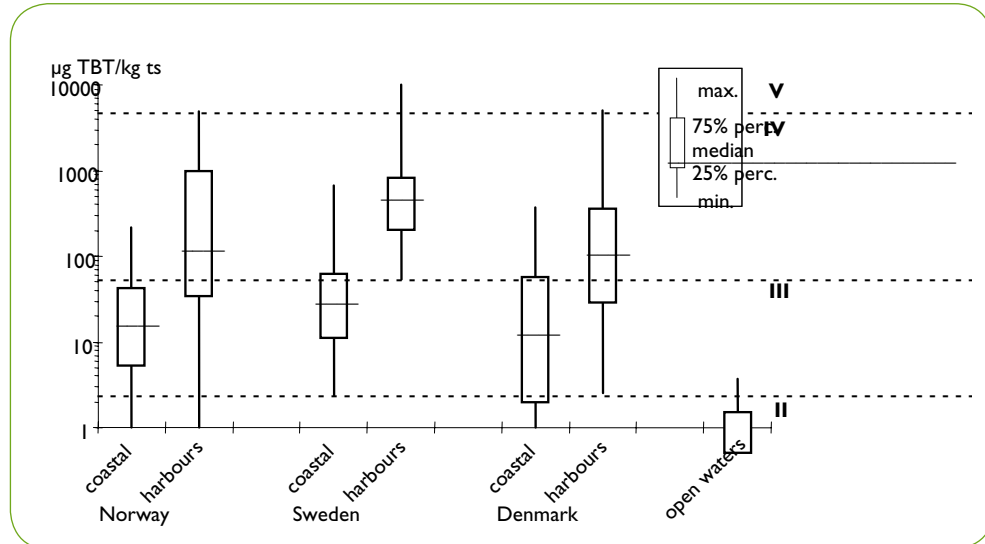
PCB:n osalta pitoisuudet olivat laajoilla alueilla korkeita. Raskasmetalleja esiintyi eniten Laajalahden perukassa, Vantaanjoen suulla sekä Länsisataman ja Sörnäisten sataman vieressä (Vatanen 2005).

Sedimenttiselvityksiä muissa maissa

Muissa maissa orgaanisia tinayhdisteitä on todettu, kuten Suomessakin, ennen kaikkea satamien, pienvenesatamien ja telakoiden sedimenteissä sekä vilkkaasti liikennöidyillä laivareiteillä. Pitoisuustasoon vaikuttavat kuormituksen lisäksi myös virtausolosuhteet (veden vaihtuvuus ja vuorovesi), orgaanisen aineksen määrä ja se, onko kyseessä eroosio- vai akkumulaatiopohja.

Itämeri

Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia ja vaikutuksia on tutkittu Itämerellä useissa tutkimuksissa ja seurannoissa. Tanskan, Norjan ja Ruotsin tulokset Skagerrakin ja Kattegatin alueelta on koottu yhteiseen raporttiin (Strand 2005). Kuvassa 7 on esitetty alueelta sedimentistä mitattujen TBT-pitoisuuksien vaihteluvälit ja mediaanit satamista ja rannikoilta. Tulosten mukaan TBT-pitoisuudet satamien sedimenteissä ovat samaa suuruusluokkaa kuin Suomessa tehdyissä tutkimuksissa.



Kuva 7. Skagerrakin ja Kattegatin rannikon ja satamien sedimentistä mitattujen TBT-pitoisuuksien vaihteluvälit ja luokittelu (I-V).

Ruotsissa selvitettiin orgaanisten tinayhdisteiden esiintymistä ja levinneisyyttä Itämeren rannikon ja merialueen sedimenteissä vuonna 2002 alkaneessa kartoituksessa, jossa otettiin noin 150 sedimenttinäytettä (Cato 2005). Lähes kaikissa näytteissä havaittiin TBT:tä ja sen hajoamistuotteita. Pitoisuudet vaihtelivat <1 - 1700 µg/kg ka. Suurimmat pitoisuudet todettiin satamista, pienvenesatamista ja telakoiden edustoilta. Korkein sedimentin TBT-pitoisuus (1700 µg/kg) havaittiin Pohjois-Euroopan suurimmassa huvivenesatamassa. Kohonneita pitoisuuksia todettiin myös Tukholman ja Bohusin läänin saaristoissa, etenkin vilkkaasti liikennöidyillä alueilla.

Tanskassa sedimenttien TBT-pitoisuutta on tutkittu ruoppaushankkeiden ja haitallisten aineiden seurantojen yhteydessä. Orgaanisilla tinayhdisteillä pilaantuneita sedimenttejä esiintyy satamissa ja pienvenesatamissa sekä telakoiden edustoilla, jossa korkeimmat TBT-pitoisuudet ovat olleet yli 12 000 µg/kg ka (Strand 2003). DBT:n ja MBT:n pitoisuudet ovat olleet alhaisempia kuin TBT:n. TPhT:tä ja sen hajoamistuotteita on todettu myös, lähinnä pienvenesatamista, mutta sen pitoisuus on ollut alle 500 µg/kg ka. Satamien ulkopuolisilla rannikkovesillä korkeimmat TBT-pitoisuudet ovat olleet 25 - 250 µg/kg. Yleensä kyseessä on ollut sataman läheinen matala lahti tai kapea laivaväylä. Tanskan salmien ja Iso- ja Vähä-Beltin alueilla TBT-pitoisuus ylittää harvoin 25 µg/kg ja avomerellä se jää yleensä alle määritysrajan (<0,5 - <5 µg/kg), jopa runsaasti orgaanista ainesta sisältävissä sedimenteissä vilkkaiden laivareittien läheisyydessä.

Saksassa selvitettiin sedimenttien tilaa tutkimuksissa, joissa otettiin sedimenttinäytteitä teollisuus- ja pienvenesatamista ja telakoiden edustoilta Kielinlahdelta,

Itämeren ja Pohjanmeren rannikoilta sekä Elben suulta (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2001). Itämeren pienvene- ja teollisuussatamista (Kiel poisluettuna) otettujen sedimenttinäytteiden mitattujen TBT-pitoisuuksien mediaani oli 529,5 µg/kg ka (vaihteluväli <12 – 7537 µg/kg). Itämeren rannikon telakoiden edustoilla TBT-pitoisuudet vaihtelivat 13,7 – 14 493 µg/kg ka. Pohjanmeren rannikon satamat olivat pääosin pienvenesatamia. TBT-pitoisuuksien mediaani oli 63,4 µg/kg (vaihteluväli <12 – 993 µg/kg). Pohjanmeren rannikolla olevan telakan edustalla pitoisuudet olivat 102 – 468 µg/kg. Elben satamien näytteissä TBT-pitoisuuksien mediaani oli 56 µg/kg (vaihteluväli 34 – 102 µg/kg). Kahden telakan näytteissä pitoisuudet vaihtelivat 68 – 490 µg/kg. Kielinlahdelta otettujen näytteiden TBT-pitoisuuksien mediaani oli 993 µg/kg (vaihteluväli 27 – 6236 µg/kg). Kielinlahden telakoiden edustoilta otettujen pintasedimenttinäytteiden mediaani oli 7 535 µg/kg (vaihteluväli 251 – 45 384 µg/kg). Eräässä 20 cm syvyydeltä otetussa näytteessä mitattu pitoisuus oli peräti 52 930 µg/kg. TPT-pitoisuudet olivat kaikilla näytealueilla huomattavasti alhaisemmat kuin TBT:n.

Itämeren rannikon satamien keskimääräiset pitoisuudet olivat siis noin kymmenkertaisia Pohjanmeren ja Elben suun pitoisuuksiin verrattuna. Syynä tähän ovat erilaiset virtausolosuhteet, erityisesti vuoroveden vaikutus. Kielinlahden erittäin korkeat pitoisuudet johtuvat osin suuresta kuormituksesta ja osin huonosta veden vaihtuvuudesta. Kielinlahdella on erittäin vilkas laivaliikenne, kolme telakkaa ja veden vaihtuminen on huonoa lahden kapeuden vuoksi. Muutamien rannikosta kauempana olevien näytepisteiden perusteella sedimenttien organotinapitoisuus kuitenkin laskee nopeasti ulapalle päin.

5.4.2

Muut lähialueet

Norjassa orgaanisten tinayhdisteiden esiintymistä on tutkittu sedimentistä useissa kohteissa pitkin rannikkoa. TBT-pitoisuutta on seurattu myös merieliöissä, etenkin kotiloissa ja kaloissa. Sedimentin pitoisuudet ovat yleensä vaihdelleet 1 - 2 500 µg/kg välillä, mutta korkeimmillaan maksimipitoisuudet ovat olleet jopa yli 100 000 µg/kg. Nämä korkeimmat pitoisuudet on havaittu alueilla, joilla on runsaasti telakoita. (Høisæter 2003)

Pohjanmeren sedimenteissä on OSPAR-komission raportin (OSPAR 2004) mukaan todettu Tanskan rannikolla lähellä päästölähteitä korkeimmillaan 16 900 µg/kg TBT-pitoisuuksia. Englannin rannikolla pitoisuudet ovat vaihdelleet avomerialueen pitoisuustasosta 2 µg/kg joillakin satama-alueilla mitattuun tasoon 10 000 µg/kg. Belgian rannikolla TBT-pitoisuus on ollut korkeimmillaan 80 µg/kg. Hollannissa pitoisuudet ovat vaihdelleet noin 3,6 – 46 µg/kg, lukuun ottamatta Rotterdamin satamaa, jossa pitoisuudet ovat olleet 50 – 70 µg/kg.

Tyypillisesti itäisen Irlannin meren jokisuiden sedimenttien pitoisuudet vaihtelevat <10-1000 µg/kg, mutta korkeampia pitoisuuksia on todettu Swansea Bayn (10 – 2 700 µg/kg) ja Merseyn suistossa (600 – 12 900 µg/kg). Avomeren sedimenttien pitoisuus yleensä 10 µg/kg. (OSPAR 2004.)

5.5

Toimenpiteet vaikutusten ehkäisemiseksi

Merenpohjassa sijaitsevia orgaanisilla tinayhdisteillä pilaantuneita sedimenttejä voidaan kunnostaa tai tehdä vaarattommaksi monin eri tavoin. Orgaaniset tinayhdisteet voidaan poistaa sedimenteistä, muuntaa ne vähemmän haitalliseen muotoon,

estää niiden leviäminen ympäristöön tai rajoittaa niille altistumista. Riskinhallintamenetelmät voidaan jakaa esimerkiksi seuraaviin ryhmiin:

- alueelliset käyttörajoitukset,
- monitoroitu luontainen puhdistuminen,
- peittäminen tai eristäminen,
- sedimentin käsittely paikan päällä ja
- ruoppaus ja sedimentin poistaminen.

Sedimenttien orgaanisten tinayhdisteiden leviämistä ja niiden vaikutuksia voidaan estää tai vähentää alueellisilla käyttörajoituksilla. Merenkululle ja pienveneliikenteelle voidaan asettaa mm. nopeusrajoituksia tai liikkumiskieltoja. Vesialueen virkistyskäyttöä, kuten kalastusta, alueelta pyydettyjen kalojen syöntiä tai pilaantuneiden sedimenttien ruoppaamista voidaan rajoittaa.

Monitoroitu luontainen puhdistuminen perustuu olettamukseen, että sedimenteissä on prosesseja, jotka pystyvät hävittämään orgaanisia tinayhdisteitä ja vähentämään niiden aiheuttamaa terveys- ja ympäristöhaittaa. Prosesseja ovat esimerkiksi biologiset ja kemialliset reaktiot, sedimenttien laimeneminen tai peittyminen puhtailla sedimenteillä. Puhdistuminen on usein hidasta ja vaatii pitkäaikaista seuranta.

Pilaantuneen sedimentin peittämisellä on tarkoitus estää sedimenteissä olevien orgaanisten tinayhdisteiden leviäminen ja varmistaa, etteivät yhdisteet ole vesieliöiden saatavilla. Peittämisellä tavallaan jäljitellään luonnollista sedimentaatiota. Peittämistä voidaan toteuttaa vain ns. akkumulaatiopohjilla (vrt. eroosiopohja), joilla muutenkin on kyky kerätä hydrofobisia aineita ja raskasmetalleja. Peitemateriaalina käytetään mm. puhtaita ruoppausmassoja ja geotekstiilejä. Yli 25 vuoden kokemukset USA:sta ja Japanista sekä noin kymmenen vuoden kokemukset Norjasta ovat osoittaneet, että peittäminen on hyvä, kustannustehokas pitkäaikaisratkaisu haitta-aineiden leviämisen estämiseksi (SFT 2002).

Sedimenttien orgaanisten tinayhdisteiden hajoamista ja sitoutumista voidaan parantaa kemikaalien tai bakteerien injektoinnin avulla. Stabiloinnilla estetään aineiden liikkuminen ja leviäminen ympäristöön. Useimpien menetelmien yhteydessä tapahtuu fysikaalisen kiinteytyksen lisäksi myös haitta-aineiden kemiallisia muutoksia ja siten myös niiden ominaisuuksien, kuten myrkyllisyyden, muuttumista. Sedimenttien *in-situ* -käsittely on usein vaikeasti hallittavissa ja toimenpiteen tehokkuus vaikeasti arvioitavissa esim. haitallisten aineiden epätasaisen jakautumisen ja sedimentin fysikaalisten ominaisuuksien vuoksi. Reagensseja on hankalaa levittää tasaisesti ja lisäksi niitä liukenee ympäristöön huomattavia määriä käsittelyn aikana ja sen jälkeen.

Ruoppauksella poistetaan orgaanisia tinayhdisteitä sisältäviä sedimenttejä ja siirretään ne muualle joko sellaisenaan tai käsiteltyinä. Haitta-aineet, kuten orgaaniset tinayhdisteet, ovat fraktiossa, joka helposti leviää ruopattaessa. Hienojakoista sedimenttiä suspendoituu kauharuoppauksen aikana mm. kauhan iskeytyessä pohjaan, maa-aineksen irrottamisen yhteydessä ja nostettaessa sedimentin täyttämää kauhaa pintaan.

Taulukko 5.

Eri riskien hallintamenetelmien vaikutukset alueen alkuperäisen ympäristöön, toimenpiteiden kesto ja käsittelykustannukset.

Käsittelymenetelmä	Alueen alkuperäisen tilan säilyminen	Pitkäaikaisvaikutukset	Kustannukset
Alueelliset käyttörajoitukset	++	--	++
Monitoroitu luontainen puhdistuminen	++	--	+
Peittäminen ja eristäminen paikan päällä	-	+	+
Käsittely paikan päällä	-	-	-
Ruoppaus ja massojen poistaminen	--	++	--

Helmikuussa 2005 käynnistyneessä BATMAN –projektissa selvitetään laajasti TBT:n ympäristövaikutuksia ja niiden hallintaa. Projektin tavoitteena on kehittää toimintamalli TBT:stä aiheutuvien ympäristövaikutusten ja -riskien arvioimiseksi sekä riskinhallintatoimenpiteiden optimoimiseksi. Työn aikana kehitetään sedimenttien tutkimusmenetelmiä ja kokeillaan elinkaaritarkastelua sedimenttien ruoppaus- ja kunnostusmenetelmien valinnassa. Kehitettävän toimintamallin avulla voidaan verrata sedimenttien käsittelymenetelmien ympäristövaikutuksia, jäännösriskejä sekä kustannuksia. Hanke toteutetaan VTT:n ja SYKEN yhteistyönä, ja siinä on mukana ympäristöministeriön ja Merenkululaitoksen lisäksi satamia, telakoita, urakoitsijoita ja kaupunkia. Toimintamalli suosituksineen valmistuu vuoden 2006 loppuun mennessä.

6 Orgaaniset tinayhdisteet vesieliöissä

Suomalaisissa tutkimuksissa on analysoitu kalojen ja simpukoiden orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia. Kaloissa orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksien jakauma on hyvin erilainen kuin sedimenteissä. TPhT ilmeisesti kertyy kaloihin TBT:tä voimakkaammin ja sen metabolointi ja erittyminen on heikompaa kuin TBT:llä. Sisävesien teollisuusalueiden alapuolisissa vesissä nimenomaan fenyyliinoja esiintyy kalassa. Simpukoiden altistuskokeessa ilmeni, että TBT kertyi simpukoihin koko altistuskokeen ajan, sitä nopeammin mitä suurempi oli sedimentin TBT-pitoisuus.

Orgaanisten tinayhdisteiden kertymisestä kaloihin on kirjallisuudessa ristiriitaista tietoa. TBT kertyy kaloihin helposti, mutta toisaalta sen on esitetty myös erittyvän pois suhteellisen nopeasti, jos altistus lakkaa. Kalat pystyvät hajottamaan TBT:tä. Arviot TBT:n puoliintumisajasta kaloilla vaihtelevat 7 ja 30 päivän välillä (Vatanen ym. 2005). TBT:n pitoisuudella kalassa ei ole havaittu selvää yhteyttä kokoon, ikään, sukupuoleen ja rasvapitoisuuteen, mikä myös viittaa siihen, että kala reagoi verraten nopeasti elinympäristönsä pitoisuuksiin (Harino ym. 2000; Ueno ym. 2004). Toisaalta on myös esitetty, että TBT:n kertyvyydellä olisi yhteyttä kalan rasvapitoisuuteen (Shawky ym. 1998). Selvää kuitenkin on, että eri kalalajit keräävät TBT:tä eri tavoin. TPhT ilmeisesti kertyy kaloihin TBT:tä voimakkaammin ja sen metabolointi ja erittyminen on heikompaa kuin TBT:llä (Shawky ym. 1998).

Suomessa esiintyviä kalalajeja koskevia TBT-kartoituksia Pohjois-Euroopan vesistä on vähän. Gdanskin lahdella TBT-pitoisuudet kalan lihaksessa kampela (*Platichthys flesus*), särki (*Rutilus rutilus*), silakka (*Clupea harengus membras*), kiiski (*Acerina cernua*) ovat olleet korkeampia kuin nyt Helsingin vesillä mitatut (Senthilkumar ym. 1999; Niinimäki 2004). Saksalaisten seurantojen mukaan (Rüdel 2003) Elbessä TBT- ja TPhT-pitoisuudet lahnassa (*Abramis brama*) ovat korkeampia (maksimit 470 µg/kg TBT ja 253 µg/kg TPhT tp.) ja Reinissä samaa tasoa tai matalampia (maksimit 37 ja 53 µg/kg) kuin Suomenlahden rannikon hauissa. Ulkomaista vertailumateriaalia ahvenesta tai hauesta ei löytynyt.

Liejusimpukka (*Macoma balthica*) on Itämeressä yleinen pohjaeläin, joka elää pehmeillä pohjilla sedimenttiin kaivautuneena ja hankkii ravintonsa joko suodattamalla tai syömällä pohjalle sedimentoitunutta ainesta. Simpukoille ominaisen hitaan metabolian vuoksi siihen kerääntyy herkästi vierasaineita. Näistä syistä se soveltuu hyvin biomarkeritutkimuksiin.

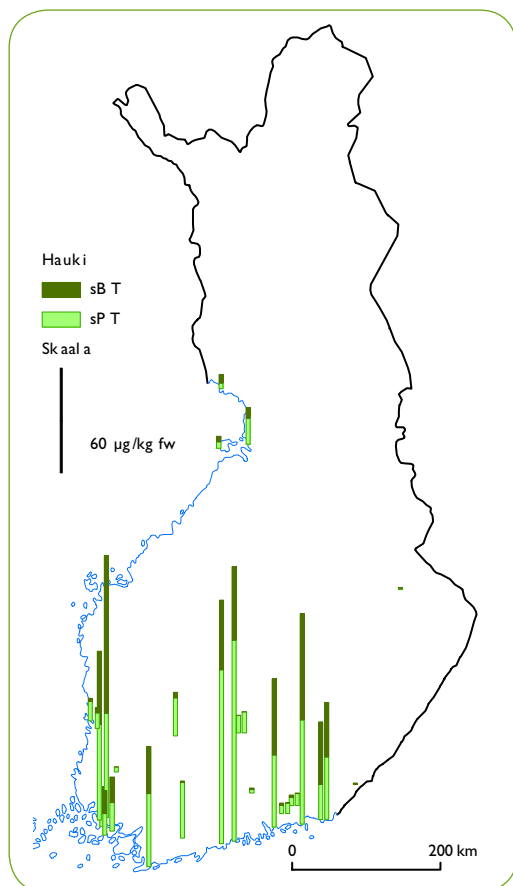
Liejusimpukoiden organotinapitoisuuksia on tutkittu mm. ruoppaushankkeiden kalatalous- ja vesistöseurantojen yhteydessä. Simpukoiden organotinapitoisuudet ovat suurimmat siellä, missä myös sedimentin pitoisuudet ovat korkeat. Turun ja Naantalin seuduilla TBT-pitoisuudet ovat vaihdelleet muutamasta kymmenestä muu-

tamaan sataan mikrogrammaan tuorepainokiloa kohden (74 - 474 µg/kg) (Vatanen ym.; Kohonen ym. 2003). Helsingin edustalla ja Vuosaareissa liejusimpukoiden pitoisuudet ovat lähes samaa suuruusluokkaa, uusimmissa tutkimuksissa muutamia kymmeniä mikrogrammoja tuorepainokiloa kohden (Vatanen ym. 2005b; Niinimäki ym. 2004; Vatanen 2005c). Liejusimpukoiden TPhT-pitoisuudet ovat vaihdelleet yleensä <10 – 50 µg/kg tp, mutta yksittäisissä pisteissä pitoisuus on voinut olla jonkin verran korkeampi.

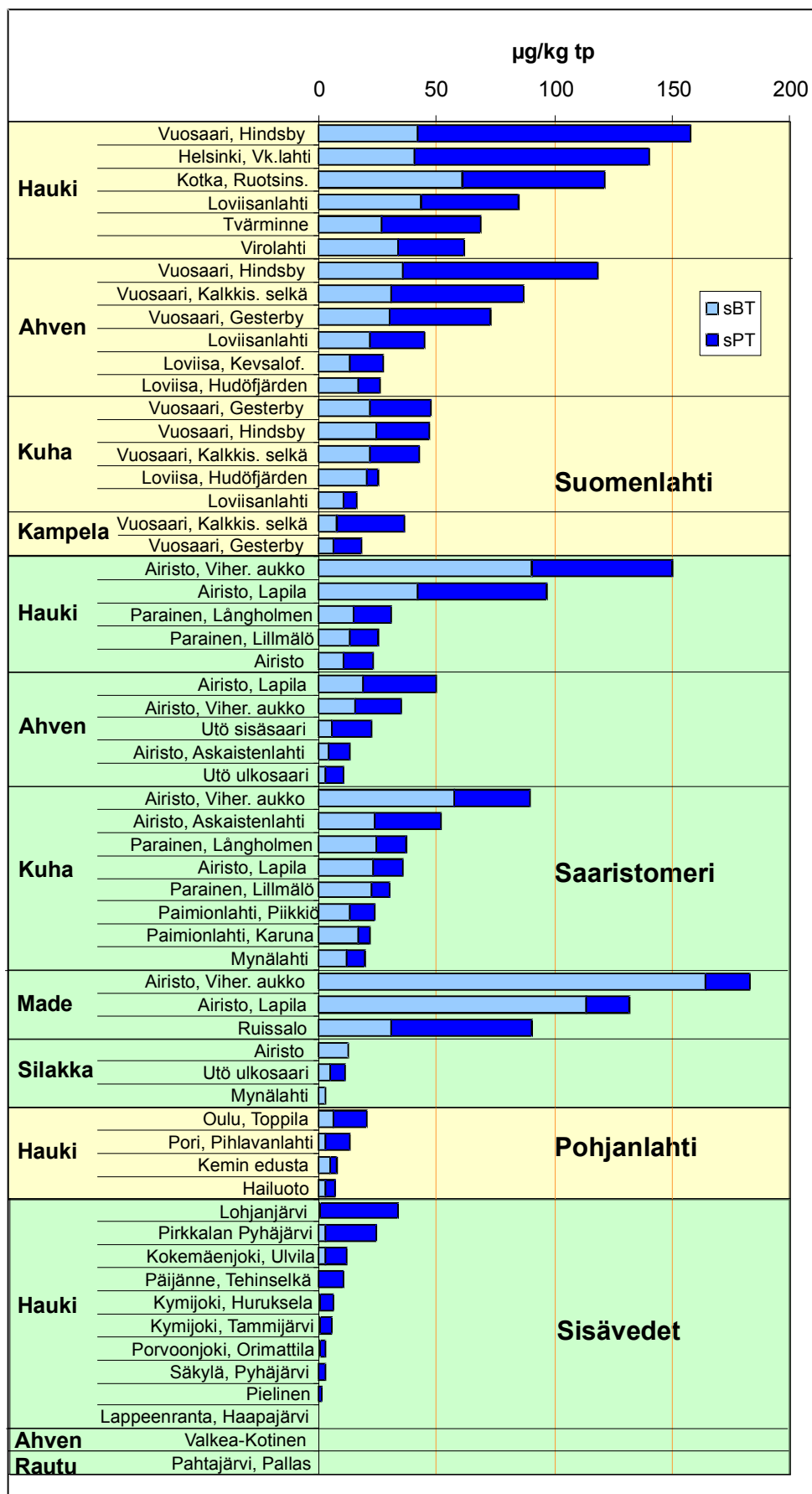
6.1

Vesipuitedirektiivin haitallisten aineiden kartoituksen kalatulokset

Kaloissa orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksien jakauma on hyvin erilainen kuin sedimenteissä. Fenyylitinayhdisteitä on petokaloissa (hauki (*Esox lucius*)) muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta enemmän kuin butyyli- ja fenyylitinayhdisteitä (kuvat 8 ja 9). Karttakuvaan on yhdistetty Vesipuitedirektiivin haitallisten aineiden kartoituksessa (VESKA-kartoituksessa) ja ympäristöhallinnon seurannassa lähinnä hausta mitattuja organotinapitoisuuksia vuodelta 2005. Mono- ja di-muotoja on keskimäärin alle 15 % kalan lihaksessa. Suurimmat kokonaispitoisuudet olivat Kotkan Ruotsinsalmen edustalta ja Helsingin Vanhankaupunginlahdelta pyydetyissä kaloissa, missä myös sedimenteissä oli suurimmat pitoisuudet. On huomattava, että sisävesien teollisuusalueiden alapuolisissa vesissä nimenomaan fenyylitinoja esiintyy kalassa yleisesti 5-15 µg/kg. Eräillä alueilla (Pirkkalan Pyhäjärvi, Lohjanjärvi) havaittiin haussa fenyylitinaa jopa enemmän kuin Selkämeren kaupunkien edustalla (Pori, Oulu, Kemi) (Mannio ym. 2005). Tämä viittaa organotinayhdisteiden yleiseen aiempaan käyttöön myös sisämaan teollisuuskaupungeissa.



Kuva 8. Tributyyli- ja trifenyylitinojen esiintyminen kalojen lihaskudoksissa rannikko- ja sisävesillä VESKA-kartoituksessa 2003 ja seuranta-aineistossa 2005.

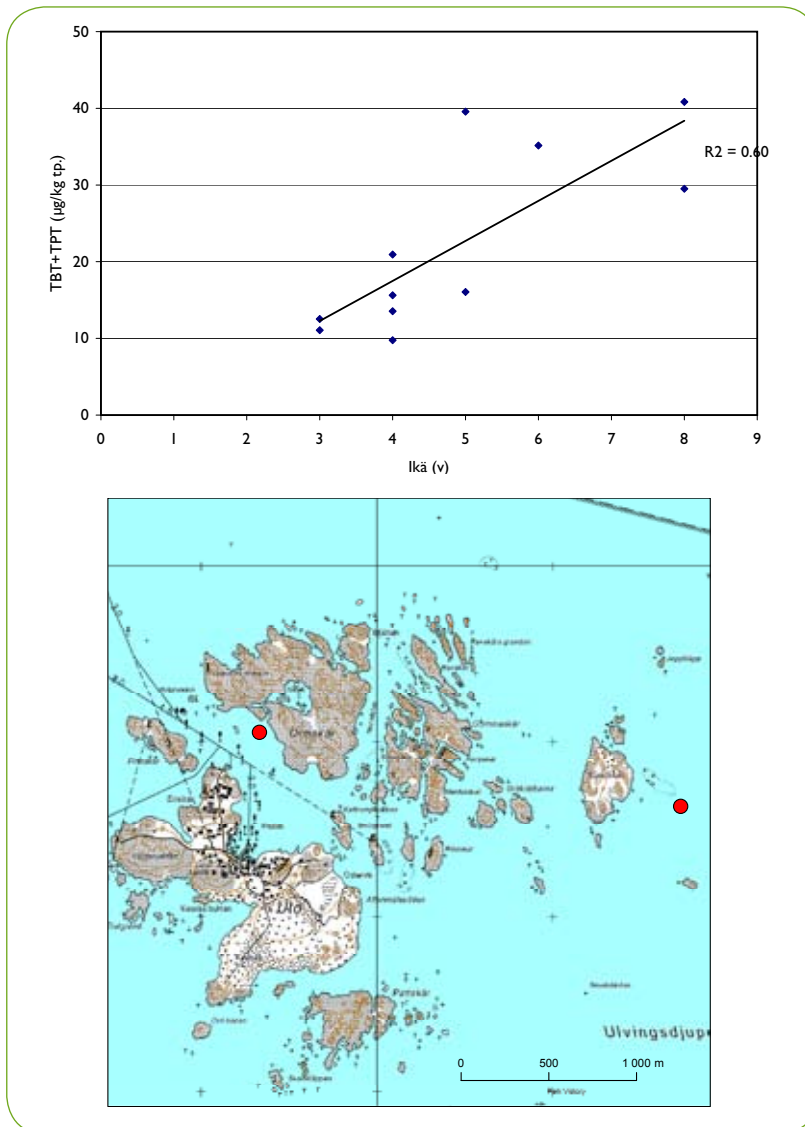


Kuva 9. Tributyyli- ja triphenyylitinojen esiintyminen kalojen lihaskudoksissa rannikkoalueella ja sisävesillä VESKA –kartoituksessa 2003 ja seuranta-aineistossa 2005.

Tietoa on hyvin vähän likaantumattomaksi oletetuilta alueilta, sillä tutkimukset ovat keskittyneet ongelma-alueille. Tämän vuoksi myös organotinojen kulkeutuvuutta on vaikea arvioida. Koska VESKA-kartoitus ja seuranta tehtiin kokoomanäytteistä, käsitystä aineiden kertyvyydestä kalan iän tai koon mukaan ei voitu arvioida. Eräitä päätelmiä kulkeutuvuudesta ja kertymisestä voidaan kuitenkin 2005 kerätyn aineiston perusteella tehdä.

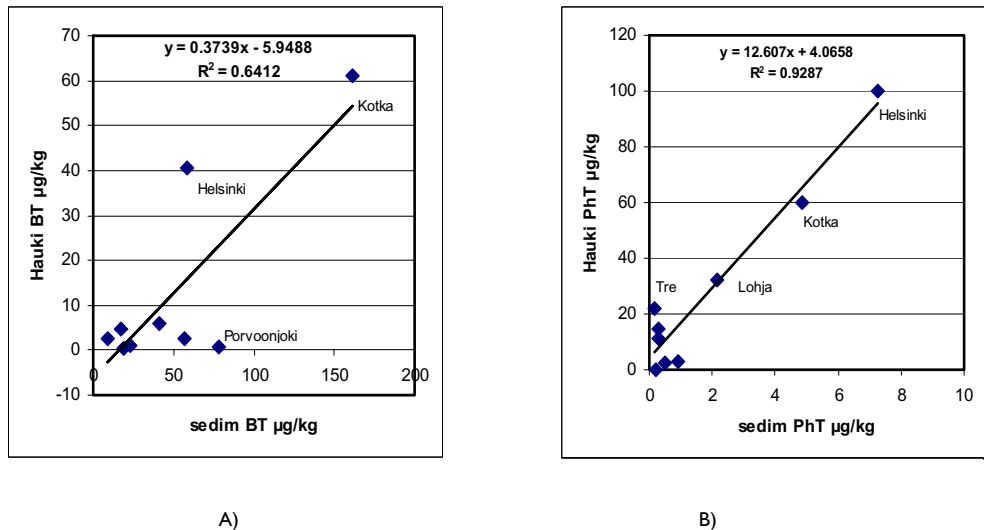
Organotinoja ei esiintynyt tausta-alueiden latvajärvissä Evon Valkea-Kotisella (ahven *Perca fluviatilis*) ja Pallaksen Pahtajärvellä (rautu *Salvelinus Alpinus*). Nämä aineet eivät siten näytä kulkeutuvan ilman kautta kuten monet pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt ja eräät raskasmetallit.

Seuranta-aineiston lisäksi v. 2005 kerättiin Utön saarelle johtavan väylän vierestä sarja ahvenia, joissa havaittiin organotinayhdisteillä selkeä korrelaatio iän suhteen (kuva 10). Pitoisuustaso on matalampi kuin Suomenlahden hauissa, muttei eroa Airiston ja Selkämeren kaupunkien edustojen pitoisuustasosta. Utön toinen sarja on saaren itäpuolelta, jossa ei ole säännöllistä liikennettä. Pitoisuudet ovat pienemmät, mutta viittaavat siihen, että nykyinen taustapitoisuus saattaa olla kohonnut kaikkialla rannikkoalueillamme.



Kuva 10. Ahvenen organotinapitoisuus (tuorepainossa) ja ikä Utön satamaan johtavan väylän vieressä. Toinen sarja ahvenia on väylättömältä alueelta saaren itäpuolella.

Trifenyyylitinan voimakkaaseen kertymiseen viittaa myös kuvan 11 VESKA-aineisto. Verrattaessa samoilta alueilta kerättyjen sedimentti- ja kalatulosten suhdetta nähdään, että sedimentissä fenyyylitinan muutaman mikrogramman pitoisuus kilossa voi ennakoita kymmenien mikrogrammojen pitoisuutta kalassa, kun taas butyyylitinaa (mukana myös MBT ja DBT) voi esiintyä sedimentissä kymmeniä mikrogrammoja kilossa ilman, että pitoisuus kalassa olisi kohonnut. Porvoonjoki on erikoistapaus, sillä sedimentin tinat ovat pääasiassa mono- ja di-muotoja, ja kalat on pyydystetty n. 5 km kauempaa alavirrasta.



Kuva 11. Sedimentin ja haukien lihaskudosten OT-pitoisuus: A) butyyylimuotojen summa ja B) fenyyylimuotojen summa kaloissa samoilla alueilla VESKA-kartoituksessa.

Orgaanisten tinayhdisteiden heikkoon metaboloitumiseen ainakin kalan lihaksessa viittaa se, että sekä Vuosaaren tarkkailussa että valtakunnallisessa prioriteettiaineiden kartoituksessa (VESKA-projekti) kalojen lihaksessa on ollut vähän TBT:n ja TPhT:n hajoamistuotteita (mono- ja di- BT/PhT -yhdisteitä alle 15 %). Eri alueiden, kalalajien ja kudosten pitoisuuksien vertailuun tulee suhtautua varauksella.

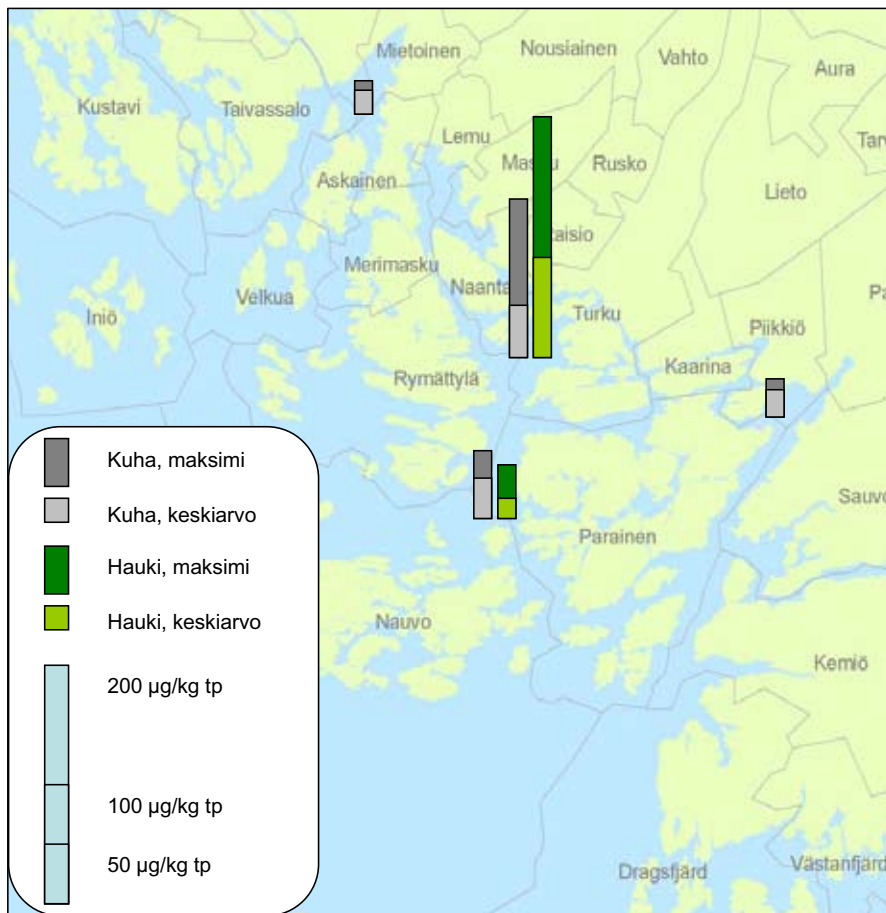
6.2

Orgaanisten tinayhdisteiden kertyminen vesieliöihin Saaristomerellä

Turun sataman velvoitetarkkailun yhteydessä mitattiin Pohjois-Airistolla kaloista kohonneita TBT- ja TPhT-pitoisuuksia. Tutkimusaineisto oli niukka, mutta tulokset olivat huolestuttavia, sillä tulosten mukaan orgaaniset tinayhdisteet näyttävät kulkeutuvan ravintoketjussa. Vaarallisten tinayhdisteiden (TBT, TPhT) kulkeutuminen ja biologiset vaikutukset Suomen lounaisella rannikkoalueella -tutkimushankkeeseen tavoitteeksi otettiinkin selvittää, kuinka korkeita organotinapitoisuuksia Saaristomeren kuhissa (*Stizostedion lucioperca*) keskimäärin tavataan.

Saaristomerellä pyydettiin neljältä alueelta yhteensä 50 kuhaa, joiden lihasten (fileiden) organotinapitoisuudet analysoitiin (kuva 12). Tutkimus oli osa "Vaarallisten tinayhdisteiden (TBT, TPhT) kulkeutuminen ja biologiset vaikutukset Suomen lounaisella rannikkoalueella" -tutkimushanketta. Pohjois-Airistolta pyydettiin 20 kalaa, muilta alueilta 10 kultakin. Pohjois-Airistolta pyydettyjen kuhien fileet sisälsivät

keskimäärin 44 µg/kg tuorepaino (tp) organotinayhdisteitä (summapitoisuus). Pitoisuudet vaihtelivat välillä 15 - 133 µg/kg tp ja korkeimmat arvot mitattiin suurimmilta kaloilta. Myös Paimionselän kuhista löytyi mitattavia organotinapitoisuuksia, mutta pitoisuudet olivat huomattavasti pienempiä kuin Pohjois-Airistolla. Paimionselän kuhissa keskiarvo oli 23 µg/kg tp ja vaihteluväli 18 - 32 µg/kg tp. Paimionselältä on matkaa noin 20 km sedimenteiltään pahiten likaantuneiksi todetuille alueille, jotka sijaitsevat Turun ja Naantalın satamien edustoilla. Etelä-Airistolla Paraisten vesialueilla organotinojen summapitoisuudet olivat keskimäärin 34 µg/kg tp vaihteluvälin ollessa 16 - 57 µg/kg tp. Koealueen puhtaimmalla alueella, Mynälahdella, kuhien lihasten organotinapitoisuus oli keskimäärin 20 µg/kg tp ja vaihteli välillä 10 - 28 µg/kg tp.



Kuva 12. Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksien keskiarvot (µg/kg tp) neljältä eri Saaristomeren alueelta pyydettyjen kuhien lihaksissa Vaarallisten tinayhdisteiden (TBT, TPhT) kulkeutuminen ja biologiset vaikutukset Suomen lounaisella rannikkoalueella -tutkimushankkeessa.

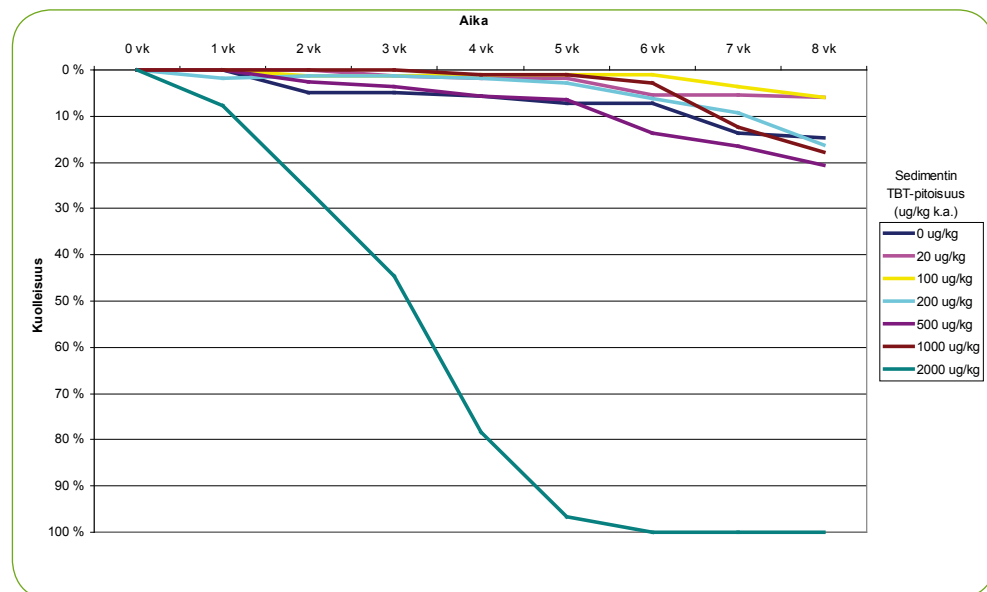
Vaarallisten tinayhdisteiden (TBT, TPhT) kulkeutuminen ja biologiset vaikutukset Suomen lounaisella rannikkoalueella -tutkimushankkeen toisena tavoitteena oli selvittää, kuinka paljon eliöstö sietää sedimentin orgaanisia tinayhdisteitä ilman välittömiä haittoja. Koe-eläimenä oli liejusimpukka (*Macoma balthica*), joka on Suomen rannikkoalueella yleinen ja ekologisesti yksi tärkeimmistä pohjaeläimistä, mutta jonka altistusvasteista orgaanisille tinayhdisteille ei tiedetä juuri mitään.

Tutkimushankkeessa suoritettiin liejusimpukoilla altistuskoe, jossa simpukoita altistettiin TBT-pitoisiin sedimentteihin eripituisiksi ajoiksi (12 tuntia - 8 viikkoa). Sedimenttien TBT-pitoisuudet vaihtelivat 20 - 2 000 µg/kg kuiva-aine (ka) välillä. Simpukoista selvitettiin altistuskokeen aikana kuolevuus sekä tributyylitinan kertyminen simpukkaan. Lisäksi selvitettiin kuolevuuden perusteella tributyylitinan LC₅₀-arvo liejusimpukalle.

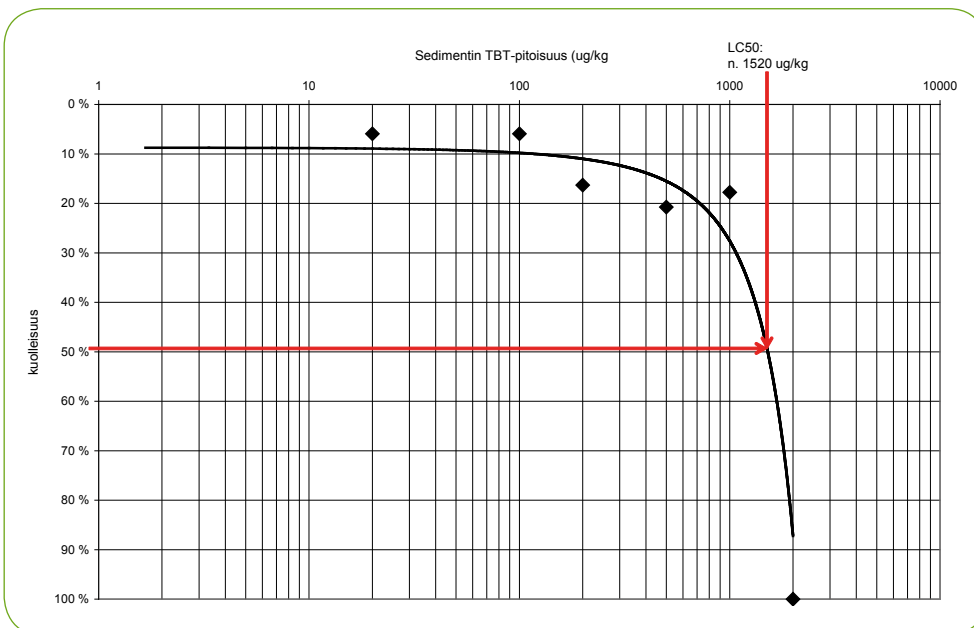
Tuloksista käy ilmi, että kuolevuus lisääntyy altistuksen kuluessa, mutta eroaa merkittävästi kontrolliryhmästä vain korkeimmassa TBT-pitoisuudessa, 2 000 µg/kg ka. (kuva 13).

Tributyylitinan LC₅₀-arvo liejusimpukalle selvitettiin 8 viikon jälkeisen kuolleisuuden ja sedimentin sisältämän TBT-pitoisuuden perusteella. Tässä tutkimuksessa saatiin liejusimpukalle LC₅₀-arvoksi 1 500 µg/kg ka. (kuva 14).

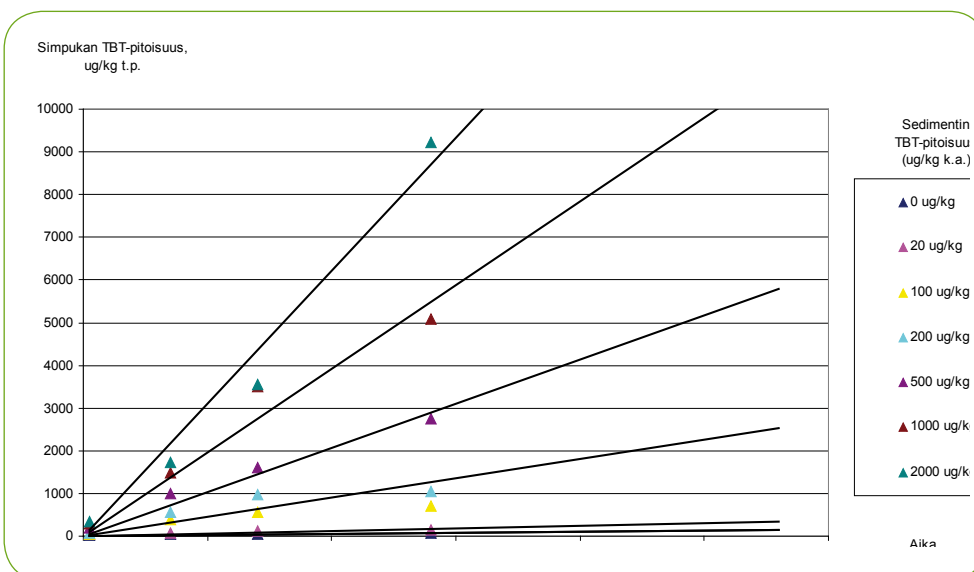
Altistuskokeen kolmantena vaiheena oli selvittää TBT:n kertyminen liejusimpukoihin altistuskokeen aikana. Kokeen perusteella selvisi, että tina kertyi liejusimpukoihin altistuskokeen aikana, ja kertyminen oli sitä nopeampaa, mitä korkeampaan TBT-pitoisuuteen simpukat altistettiin (kuva 15).



Kuva 13. Liejusimpukan kuolevuus altistuskokeessa, jossa liejusimpukkaa (*Macoma balthica*) altistettiin eri TBT-pitoisuuksia sisältäneisiin sedimentteihin.



Kuva 14. Liejusimpukan kuolevuus altistuskokeessa, jossa liejusimpukkaa (*Macoma balthica*) altistettiin 8 viikon ajan eri TBT-pitoisuuksia sisältäneisiin sedimentteihin. Käyrän perusteella on laskettu tributyyliatinan pitoisuuden LC_{50} -arvo liejusimpukalle n. 1520 $\mu\text{g/kg}$ ka.



Kuva 15. TBT:n kertyminen liejusimpukoihin (*Macoma balthica*) 8 viikon ajan eri TBT-pitoisuuksia sisältäneisiin sedimentteihin. Eri altistuspitoisuuksista on kustakin vedetty lineaarinen regressiokäyrä. Käyrästä ilmenee, että TBT kertyi simpukoihin koko altistuskokeen ajan, sitä nopeammin mitä suurempi oli sedimentin TBT-pitoisuus.

7 Sedimenttien ruoppaus ja läjitys

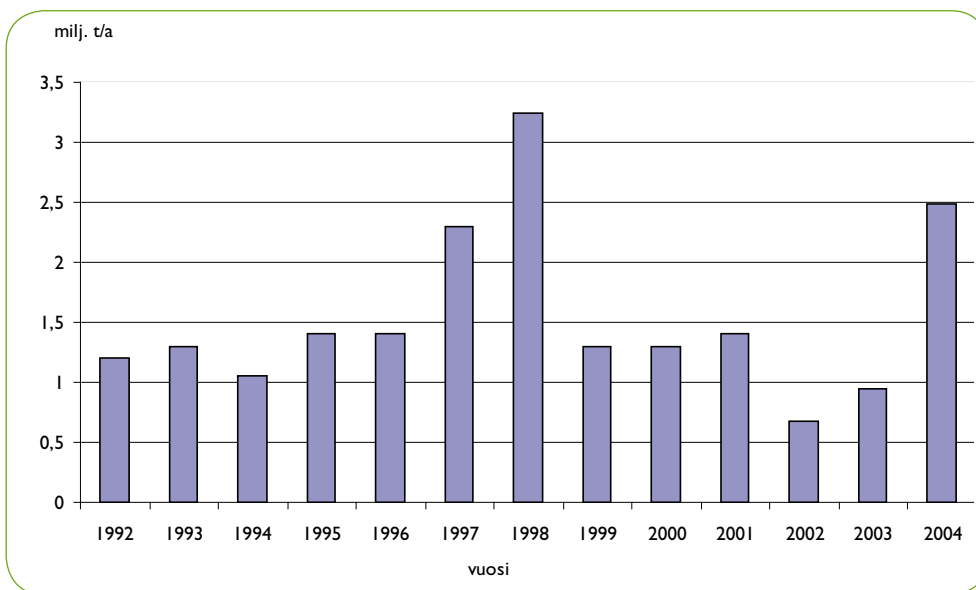
Ruoppaukset kohdistuvat tavallisesti alueisiin, joilla on laiva- ja veneliikennettä tai joita ovat kuormittaneet yhdyskuntien ja teollisuuden jätevedet. Tällöin on todennäköistä, että sedimentit sisältävät muiden haitallisten aineiden ohella orgaanisia tinayhdisteitä. Tällä hetkellä on käytössä teknisiä ratkaisuja, joilla voidaan vähentää orgaanisten tinayhdisteiden leviämistä ruoppaus- ja läjitystoimien yhteydessä. Orgaanisilla tinayhdisteillä pilaantuneiden sedimenttien puhdistusmenetelmiä kehitetään.

Suomen aluevedet ovat matalia ja karikkoisia etenkin saaristossa ja lähellä rannikkoa. Vesiväyliä syvennetään, jotta alukset pääsevät kulkemaan satamiin ja telakoille. Alusten koot ovat suurentuneet, jolloin väylien sekä satama- ja telakka-aitaiden on oltava entistä syvempiä, pidempiä ja leveämpiä. Lisäksi merivirtojen ja laivojen potkurivirtojen kuljettamaa, väylien pohjalle kertyvää lietettä joudutaan poistamaan säännöllisesti. Myös mereen laskevat joet kuljettavat suuria määriä lietettä jokien yläjuoksulta suistoihin.

Ruoppauksia toteutetaan myös vesistön tulvasuojelun parantamiseen, lintuvesialueiden kunnostamiseen, virkistys- ja vapaa-ajankäyttömahdollisuuksien sekä rantamaiseman parantamiseen. Lisäksi rantarakentamisen yhteydessä saatetaan joutua poistamaan pehmeitä ja geoteknisesti huonosti kantavia sedimenttikerroksia täyttömaiden alta.

Varsinaisia puhdistusruoppauksia on Suomessa tehty vähän. Puhdistusruoppauksilla tarkoitetaan ruoppauksia, joiden päätavoitteena on poistaa haitallisia aineita sedimenteistä ja parantaa siten ympäristön tilaa. Joidenkin vanhojen teollisuus-, varasto- ja satama-alueiden rantoja on kunnostettu virkistyskäyttöön paremmin soveltuviksi. Lisäksi sisävesiä, lähinnä järviä, on kunnostettu poistamalla ja eristämällä sedimenttien ravinteita. Orgaanisten tinayhdisteiden pilaamien sedimenttien osalta kunnostustoimenpiteet ovat liittyneet satamien, telakoiden ja väylien kunnossapitoon ja rakentamiseen.

Suomessa ruopattavien ja läjitettävien sedimenttien määrä vaihtelee vuosittain. Kokonaismäärän heilahteluun vaikuttavat yksittäiset suuret hankkeet. Mereen läjitettävien ruoppausjätteen määrä on ollut 0,6 - 3,3:en miljoonaa tonnia viimeisen kymmenen vuoden aikana (keskiarvo 1,5 milj. t/a) (kuva 16). Vuonna 1997 meriläjityksien määrä oli korkea Kokkolan syväväylän ruoppauksesta johtuen. Vuoden 1998 määrää nostivat edelleen Kokkolan syväväylän, Pernon ja Pansion väylien ja vuonna 2004 Vuosaaren sataman rakentaminen. Pienimuotoisista ja sisävesillä toteutuneista hankkeista ei ole tilastotietoa saatavilla. HELCOMin yhteenvedon mukaan Itämereen on vuosina 1999 – 2001 läjitetty ruoppausmassoja yhteensä noin 16,4 miljoonaa m³ (Tanskan ja Venäjän tiedot puuttuvat).



Kuva 16. Suomen HELCOM:lle raportoimien mereen läjitettyjen ruoppausjätteiden määrä vuosina 1992 – 2004. Kokonaismääristä puuttuvat ruoppausjätteet, joiden sijoittamiseen ei ole tarvittu vesilain mukaista lupaa, joissa ruopattavat massat on sijoitettu kuivalle maalle tai joissa on ruopattu ja läjitetty sisävesillä. Vuosien 2002 - 2004 kokonaismäärissä on mukana ruoppauksia, joissa massat on läjitetty pengerten taakse satamarakenteisiin.

Alueellisille ympäristökeskuksille tehtiin vuonna 2006 puhelinhaastattelu, jossa kysyttiin sisävesiruoppausten lukumäärää ja volyymia. Kahdeksan ympäristökeskuksen asiantuntijaa arvioi alustavasti toiminnan laajuutta. Vuosittain ruopattavien sedimenttien määräarvot vaihtelivat aluekeskuksittain 5 000 – 100 000 m³. Suurehkoja, 10 000 – 100 000 m³, hankkeita on meneillään lähes jokaisessa keskuksessa. Ne liittyvät mm. vesistön tulvasuojelun parantamiseen, lintuvesialueiden kunnostamiseen, rantamaiseman parantamiseen, väylien ja satamien kunnossapitoon ja laajennuksiin sekä kuivatushankkeisiin. Muutama aluekeskus arvioi pienimuotoisten, yksityishenkilöiden toteuttamien ruoppausten määräksi alueellaan sadaksi hankkeeksi vuodessa. Nämä lähinnä rantojen virkistyskäytön parantamiseen tai laitureiden rakentamiseen liittyvät ruoppaukset ovat volyymiltaan vähäisiä (10 – 100 m³). Alustavan arvion mukaan sisävesillä ruopataan vuosittain 300 000 – 600 000 m³. Jos merialueiden pienimuotoisten ruoppausten arvioidaan olevan samaa suuruusluokkaa kuin sisävesillä, Suomessa ruopataan vuosittain keskimäärin lähes kaksi miljoonaa kuutioita (1 m³ ≈ 1,5 t) meri- ja järvisedimenttejä.

Ruopattavien massojen määrä ei todennäköisesti tule muuttumaan oleellisesti lähivuosina. Keväällä 2002 valmistui Merenkululaitoksen Meri- ja sisävesiväylien kehittämissuunnitelma vuosiksi 2003 – 2012. Ohjelmassa mainitut suuret väylähankkeet liittyvät lähes aina satamien kehittämiseen. Vuosina 2003 – 2006 toteutettavaksi suunniteltuja hankkeita ovat Vuosaaren, Naantalın, Raahen ja Haminan väylien sekä kauppa- tai teollisuussatamien ruoppaukset. Vuoden 2006 jälkeen on suunniteltu mm. Tornion, Porin, Uudenkaupungin, Rauman ja Loviisan väylien ja satamien laajennuksia. Lisäksi Merenkululaitoksella on suunnitteilla pienehköjä väylästä ja turvalaitteiden kehittämishankkeita esimerkiksi Pielisjoella, Saimaan kanavan tuloväylällä, Suomenlahden talviväylällä sekä Sköldvikin, Harmajan, Inkoon, Barösundin, Rönnsgrundin ja Hälsingkallan väylillä. (Liikenne- ja viestintäministeriö 2002.)

Ruoppausten luvanvaraisuus

Lukuun ottamatta uudisruoppauksia, joita tehdään uudisrakentamisen tai maa-aineksen oton vuoksi, ruoppaukset kohdistuvat sedimentteihin, joita ihmisen toiminta on muuttanut. Alueilla, joilla laivoja ja veneitä on liikkunut, huollettu tai varastoitu, on todennäköisesti myös havaittavissa niiden pohjamaaleissa käytettyjä kemikaaleja ja siten myös orgaanisia tinayhdisteitä.

Sedimenttien ruoppaukset ja läjitykset muuttavat vesistön tilaa ja aiheuttavat ympäristössä mm. veden samentumista, pohjaeliöstön peittymistä ja katoamista sekä kalaston ja vesikasvillisuuden vähenemistä. Vaikutukset voivat olla joko lyhytaikaisia, työnaikaisia tai pysyviä. Ruoppaaminen vaatiikin vesilain mukaisen luvan ympäristölupavirastolta, jos siitä aiheutuu vesistön sulkemis- tai muuttamiskieltojen vastainen seuraus tai jos siitä voi aiheutua ympäristönsuojelulaissa tarkoitettua vesialueen pilaantumista.

Lupahakemuksen yhteydessä selvitetään mm. ruoppausmassan kemialliset ja biologiset ominaisuudet. Mikäli on aihetta olettaa, että sedimentit sisältävät orgaanisia tinayhdisteitä, ne tulee tässä yhteydessä määrittää. Hankkeesta edellytetään tehtäväksi vaikutusarvio, jossa kuvataan siitä aiheutuvat vaikutukset terveyteen ja ympäristöön.

Loppusijoitusta tai hyötykäyttöä suunniteltaessa on huomioitava, että meren tai järven pohjasta poistettu sedimentti on jätettä ja että massoja on käsiteltävä sen mukaisesti. Ruoppausmassojen mereen läjittämiseen Suomen talousvyöhykkeellä sovelletaan vesilakia ja ympäristönsuojelulakia sekä vyöhykkeen ulkopuolelle sijoituvissa läjityksissä merensuojelulakia. Läjitetessä merkityksettömän pieniä määriä ruoppausmassaa, lupaa ei tarvita. Merkityksettömän pieni määrä arvioidaan aina tapauskohtaisesti, jolloin huomioidaan myös massan pilaantuneisuus. Käytännössä meriympäristössä tapahtuvaa ruoppausta ei yleensä ole pidetty vähäisenä, jos massamäärät ovat olleet yli 1000 m³ tai jos ruopattavaan alueeseen on liittynyt erityisiä luontoarvoja ja massamäärä on ollut yli 500 m³. Sisävesillä ruoppausta ei yleensä ole pidetty vähäisenä, jos poistettavan massan määrä on ollut yli 100 m³.

Ruoppausmassan sijoittaminen tarvitsee aina luvan, jos sijoittaminen tapahtuu hylkäämistarkoituksessa merialueella. Lupaa tarvitaan myös, jos läjityksestä voi aiheutua vesistön sulkemis- tai muuttamiskieltojen vastainen seuraus tai jos toimenpiteestä voi aiheutua ympäristönsuojelulaissa tarkoitettua pilaantumista. Luvanvaraiseen toimenpiteeseen sovelletaan vesilakia. Jos läjityksestä voi aiheutua myös pilaantumista, sovelletaan lisäksi ympäristönsuojelulakia.

Maalle läjitettäessä luvantarve määräytyy ympäristönsuojelulain ja -asetuksen mukaan. Mikäli massat ovat pilaantumattomia, niihin voidaan soveltaa ympäristönsuojeluasetuksessa olevaa poikkeusta, joka mahdollistaa massojen käsittelyn tai hyödyntämisen ilman ympäristölupaa. Pilaantuneiden massojen hyödyntämiselle ja loppukäsittelylle tarvitaan ympäristölupa, jos toiminta on jätteen laitos- ja ammatti- maista hyödyntämistä tai käsittelyä. Jos massat sijoitetaan kaatopaikalle, tulee myös huomioida kaatopaikkoja koskevat määräykset.

Pohjasedimenttien pilaantuminen orgaanisilla tinayhdisteillä aiheuttaa usein erityisjärjestelyitä massojen poistamisen ja läjittämisen tekniseen toteutukseen. Haitallisten aineiden leviäminen ja haitalliset vaikutukset pyritään estämään tai minimoimaan. Lisäksi hankkeen vaikutuksia tulee tarkkailla paitsi toteutuksen aikana, myös ruoppauksen ja läjittämisen jälkeen. Lisätutkimuksista aiheutuvat kustannukset voivat olla kymmeniä prosentteja hankkeen suunnittelu- ja toteutusvaiheen kustannuksista. Lisävaatimukset voivat aiheuttaa aikataulujärjestelyitä ja viivästyksiä rakennushankkeelle.

Tällä hetkellä on tarjolla useita teknisiä ratkaisuja, joilla voidaan vähentää ruoppausten ympäristövaikutuksia. Ruopattava alue voidaan eristää ympäristöstään maapadoilla tai geotekstiilein ja siten rajata ruoppauksessa veteen sekoittuvien tinayhdisteiden leviämistä. Kuokkakauhoihin voidaan esimerkiksi lisätä visiiri tai kahmarikauhoista rakentaa vesitiiviitä, jolloin kauhan nostovaiheessa tapahtuva sedimenttien karkaaminen vähenee huomattavasti. Kameroiden ja sensoreiden avulla kaivuusyvyyyksiä voidaan tarkentaa, jolloin pintakerroksen ohuet pilaantuneet sedimenttikerrokset voidaan erottaa tarkemmin pilaantumattomista ja vähentää jatkokäsittelyyn menevien pilaantuneiden massojen määrää.

7.2

Kansainväliset sopimukset ja läjityksen laatukriteerit

Merensuojelussa Suomea velvoittavat sekä maailmanlaajuiset että alueelliset sopimukset. Globaaleista sopimuksista on erityisen merkittävä ns. Lontoon sopimus (LC) vuodelta 1972 (33-34/1979). Sen tavoitteena on edistää meriympäristön päästölähteiden tehokasta valvontaa ja ehkäistä meren pilaantumista. Sopimus säätelee globaalitasolla jätteiden sijoittamista mereen. Vuonna 1995 hyväksytyllä päätöslauselmalla hyväksyttiin uudistetut ruoppausmassoja koskevat menettelyt. Päätöslauselman mukaan laatukriteerit voidaan määrittää kansallisesti tai alueellisesti. Niiden määrittäminen voi perustua pitoisuusrajoihin, biologisiin vaikutuksiin, ympäristöstandardeihin tai muihin referenssiarvioihin. Ruoppausmassoja, joissa tietyt haitta-ainepitoisuudet tai biologiset ympäristövaikutukset ylittävät määritellyn ylemmän tason, ei tulisi läjittää mereen. Jos alempi taso ei ylity, pidetään massoja mereen läjittämisen kannalta vaarattomina. Alemman ja ylemmän tason välissä ruoppausmassojen läjityskelpoisuus selvitetään tapauskohtaisesti.

Suomen kannalta keskeisiä alueellisia sopimuksia ovat Koillis-Atlantin suojelusopimus (OSPAR-sopimus vuodelta 1992, 51/1998) sekä Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus (Helsinki -sopimus 11-12/1980, uusittu v. 1992, 2/2000). Sopimukset noudattavat Lontoon sopimuksen periaatteita. OSPAR-sopimuksen periaatteena on, että ruopattuja massoja ei voi läjittää mereen ennen kuin läjityksen vaikutukset ympäristöön on arvioitu ja läjitykseen on saatu lupa. Suomessa sopimus on pantu täytäntöön lähinnä merensuojelulain (1415/1994) ja vesilain (264/1961) muutoksilla.

Helsinki-sopimus koskee koko Itämeren valuma-aluetta ja siten myös maalla sijaitsevien piste- ja hajakuormituslähteiden päästöjä. Sopimuksen nojalla Itämeren suojelukomissio (HELCOM) on antanut ruoppausmassan läjitykseen liittyvän ohjeen (HELCOM, Guidelines for the Disposal of dredged Spoils). Ohje edellyttää, että maat kehittävät mereen läjitettävälle ruoppausmassoille kansalliset kriteerit. Massoja, jotka eivät täytä kriteereitä, ei saa läjittää mereen. Sijoitus mereen edellyttää puhdistamista tai eristämistä. Maallesijoittaminen tulee myös osoittaa vaikutuksiltaan haitallisemmaksi. Ruoppausmassan mereen laskeminen edellyttää sopimuksen mukaisesti etukäteen myönnettävää erityislupaa (Poutanen 2005). HELCOMin ohjeita uudistetaan parhaillaan.

HELCOM:lla ja OSPAR:lla on siis ohjeet ruoppausmassojen läjittämistä. Laatukriteerit on annettu kansallisesti, jolloin niiden sisällössä on huomattavia eroja. Lisäksi esimerkiksi Ruotsi ei ole raportoinut HELCOM:lle mitään laatukriteerejä, mutta OSPAR:n raportoinnissa Ruotsi on ilmoittanut käyttävänsä taustapitoisuutta (taulukko 6). (Ympäristöministeriö 2004b.)

Taulukko 6.
Eri maiden ruoppausmassojen TBT:n laatukriteerejä
(Ympäristöministeriö 2004b).

Maa		Taso 1 µg/kg ka	Taso 2 µg/kg ka	
Suomi		3	200	pitoisuus normalisoidaan
Norja		5	100	
Tanska		7	200	
Saksa	(v.2001	20	600)	normalisoidaan <20 µm fraktioon
	v. 2005	20	300	
	v. 2010	20	60	
Belgia		3	7	lajityskelvotonta vasta kun kolmella aineella taso 2 ylittyy
Hollanti		0,007	240	pitoisuus normalisoidaan standardi-sedimentiksi
Iso-Britannia		100	1000	amat laatukriteerit DBT:lle

Suomessa laatukriteerit on annettu ympäristöministeriön Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa. Siinä on esitetty kriteerit massojen mereen läjityskelpoisuuden arvioimiseksi (Ympäristöministeriö 2004a). Mikäli TBT-pitoisuus ylittää 3 µg/kg (taso 1), sedimenttien läjityskelpoisuus on arvioitava tapauskohtaisesti ja mikäli 200 µg/kg (taso 2) ylittyy, ruoppausmassoja pidetään niiden haitallisuuden takia pääsääntöisesti mereen läjityskelvottomina. Muille orgaanisille tinayhdisteille ei ohjeessa ole annettu edellä esitettyjä tasoja 1 ja 2. Ohjetta voidaan käyttää myös ohjeellisesti sisävesillä.

7.3

Ruoppausmassojen käsittely

Ruoppausmassat voidaan esikäsitellä ennen varsinaista käsittelyä tai läjitystä. Esikäsitteily tehdään massojen homogenisoimiseksi, niiden fysikaalisten ominaisuuksien parantamiseksi ja käsiteltävän massamäärän pienentämiseksi. Vettä poistetaan saostamalla, haihduttamalla, tai mekaanisesti puristimella tai sentrifugilla. Lisäksi erottumista voidaan tehostaa flokkauskemikaalein. Laitteistot on usein suunniteltu homogeenisten (orgaaninen ja kiintoainepitoisuus ja raekoko) massojen käsittelyyn, mikä huonontaa niiden käyttökelpoisuutta epähomogeenisille ruoppausmassoille.

Ruopattu massa voidaan läjittää ja eristää joko mereen tai maalle. Merenpohjan syväne tai padoin eristetty alue täytetään pilaantuneilla sedimenteillä. Lopuksi kasa peitetään. Maalle eristettäessä rakennetaan rannalle patojen ympäröimä allas. Altaassa sedimentin kiintoaineet laskeutuvat ja vesi erottuu omaksi faasikseen. Allas toimii selkeytysaltaana, josta ylimääräinen vesi voidaan johtaa esim. ylivuotona takaisin mereen. Kolmas vaihtoehto on sijoitus kaatopaikalle. Tällöin ruoppausmassat joudutaan esikäsittelemään vesipitoisuuden pienentämiseksi ja usein myös stabiloimaan. Kaatopaikkasijoittamista rajoittavat mm. jätteiden kaatopaikkakelpoisuudelle asetetut kriteerit sekä pitkät kuljetusmatkat. Ruopattujen sedimenttien läjittämisellä ei poisteta haitallisia aineita, vaan ne siirretään paikkaan, jossa ympäristölle aiheutuva uhka on vähäisempi kuin ruopattavalla alueella. Lisäksi eristysrakentein vähennetään aineiden kulkeutumista ja leviämistä.

Helsingin Huhmallahdessa kokeiltiin vuoden 2005 kesällä pilaantuneiden sedimenttien käsittelyä geosäkeissä. Vesipitoinen sedimentti johdetaan säkkiin, johon hienoaines jää ja josta vesi purkautuu ulos säkin pienistä rei'istä. Siten ruoppausjäte kuivuu ja sedimentit saadaan helpommin käsiteltävään ja kuljetettavaan muotoon. Kiintoaineeseen sitoutuneet orgaaniset tinayhdisteet voidaan tällä tavoin kapseloida ja siirtää sopivaan loppusijoituspaikkaan. Säkintäytön yhteydessä ruoppausjätteeseen voidaan lisätä kemikaaleja, joilla tehostetaan veden erottumista tai partikkeleiden saostumista. Vedenerotuksen jälkeen säkit voidaan tyhjentää ja käyttää uudelleen tai sijoittaa sellaisenaan rakenteisiin. Säkkien tilavuus vaihtelee kymmenistä satoihin kuutioihin.

Stabilointia on käytetty sijoitettaessa voimakkaasti pilaantuneita sedimenttejä kenttä- ja satamarakenteisiin. Esimerkiksi Vuosaaren sataman rakentamisen yhteydessä ruopataan noin 75 hehtaarin alueelta pilaantuneita sedimenttejä, joiden orgaanisen tinan pitoisuus ylittää 200 µg/kg (taso 2). Ruoppausjäte siirretään Niinilahteen rakennetulle vastaanottoalueelle, missä ne stabiloinnin jälkeen hyödynnetään sataman pohjarakenteissa.

Stabiloinnilla pyritään parantamaan sedimenttien fysikaalisia ja teknisiä ominaisuuksia hyötykäyttökohteeseen soveltuviksi (esim. lujuus, eroosionkestävyys), vähentämään maa-aineksen vedenläpäisevyyttä ja siten minimoimaan orgaanisten tinayhdisteiden liukenemista ympäristöön. Useimpien menetelmien yhteydessä tapahtuu fysikaalisen kiinteytyksen lisäksi myös haitta-aineiden kemiallisia muutoksia. Stabiloinnin yhteydessä massamäärä saattaa tosin kasvaa jopa 40 % sideaineiden lisäyksen vuoksi. Menetelmä on herkkä veden suolapitoisuuden, pilaantuneen materiaalin koostumuksen ja massan seossuhteen muutoksille.

Sedimenttejä, joiden organotinapitoisuudet ovat korkeita, vesipitoisuus alhainen ja määrä kohtuullinen, voidaan käsitellä termisesti. Terminen eli lämpökäsittely toteutetaan kaksivaiheisena. Ensimmäisessä vaiheessa haitalliset yhdisteet haihdutetaan maa-aineksesta lämmön avulla. Toisessa vaiheessa ne hajotetaan poistokaasuista erillisen jälkipolton avulla. Orgaanisten tinayhdisteiden hävittämiseen on käytetty lähinnä desorptioon perustuvaa lämpökäsittelyä, jossa polttolämpötila on ollut 350 – 550 °C. Lämpökäsittelytekniikalla päästään erittäin alhaisiin TBT-pitoisuuksiin.

Edellä esitettyjen lisäksi on muitakin mahdollisia lähinnä kokeiluvaiheessa olevia käsittelymenetelmiä. Orgaaniset tinayhdisteet ovat biologisesti hajoavia. Hajoamisnopeudessa on eroja olosuhteista (etenkin pH, happipitoisuus, lämpötila, muut haitalliset aineet) ja haitta-ainepitoisuuksista johtuen. Korkeat orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet saattavat jopa estää mikrobien toiminnan. Belgiassa tehdyssä TBT Clean Life -hankkeessa on selvitelty mm. tributyyliä sisältävien sedimenttien ja vesien puhdistamismahdollisuuksia. Hankkeen sedimentit olivat peräisin Antwerpenin satamasta. Biologista hajoamista tutkittiin kenttäkokeessa, jossa mm. TBT:llä pilaantunutta sedimenttiä sisältäviin altaisiin lisättiin sopivia ravinteita. Keskimääräisesti saavutettiin noin 70 % puhdistustehokkuus. Toisaalta todettiin, että hajottaminen vaatii lämpimiä olosuhteita, paljon tilaa ja pitkän käsittelyajan (TBT Clean 2005). Orgaanisten tinayhdisteiden hajottamista on myös kokeiltu kemiallisesti tai elektrokemiallisesti.

Märkäerotuksessa l. pesussa sedimenttien sisältämät haitta-aineet siirtyvät joko liuenneena pesunesteeseen tai erilliseen kiinteään jakeeseen. Pesukäsittely on nopeaa ja pesun yhteydessä saadaan osa käsiteltävästä kiintoaineesta puhdistettua mahdollista hyötykäyttöä varten. TBT Clean -hankkeessa kokeiltiin myös sedimenttien pesua. Menetelmä oli toimiva niin kauan kuin kiinteiden partikkeleiden osuus oli pieni. Kun kiinteän aineen osuutta lisättiin, heikkenivät puhdistustulokset. Parhaimmillaan puhdistustulos oli vain noin 30 %. (TBT Clean 2005.)

Erillisiä menetelmiä ei useinkaan voi käyttää yksinään sedimenttien kunnostamiseksi, vaan niitä on yhdistettävä. Lisäksi ruoppausten yhteydessä poistuvan veden asianmukaisesta käsittelystä on huolehdittava. Vesi sisältää liuenneita orgaanisia tinayhdisteitä muiden haitallisten aineiden ohella. Käsittelyyn voidaan käyttää mm. aktiivihientä, otsonia, kemiallista hapettamista (kaliumpermanganaatti) ja UV-valoa.

8 Organotinapitoisten sedimenttien puhdistamis- ja korvausvastuu

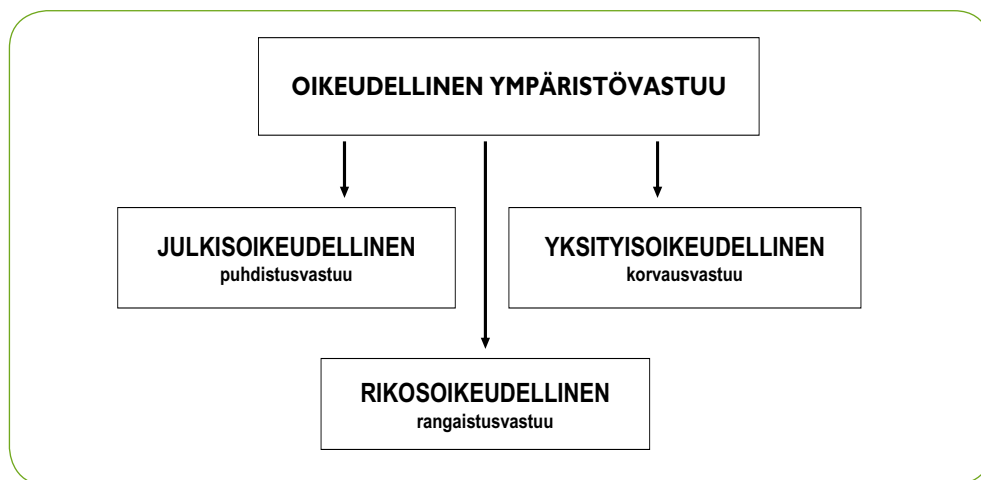
Pilaantuneet pohjasedimentit aiheuttavat vesirakentamisessa, kuten laivaväylien ja satamien rakentamisessa ja kunnossapidossa, merkittäviäkin lisäkustannuksia. Ympäristönsuojelulaki ja vesilaki ovat julkisoikeudellisen puhdistamisvastuun kannalta tärkeimpiä pilaantuneita sedimenttejä koskevat lakeja. Vastuun kohdentamisessa keskeisin yleinen ympäristöoikeudellinen periaate on aiheuttamisperiaate. Vanhoissa pilaantumisissa aiheuttajavastuun toteutuminen on usein mahdotonta. Pilaantuneiden sedimenttien kunnostuksen osalta ei ole olemassa selkeitä vastuusäännöksiä toissijaisesta kunnostusvastuusta.

Pilaantuneet pohjasedimentit aiheuttavat vesirakentamisessa, kuten laivaväylien ja satamien rakentamisessa ja kunnossapidossa, merkittäviäkin lisäkustannuksia. Näitä kustannuksia aiheutuu mm. sedimenttien pilaantuneisuuden tutkimisesta, pilaantuneen alueen laajuuden selvittämisestä, massojen poistamisen ja läjittämisen erityisjärjestelyistä, pilaantumisen leviämisen ehkäisystä sekä jälkiseurannasta. Lisäksi muutokset voivat aiheuttaa aikataulujärjestelyjä ja viivästyksiä rakennushankkeelle. Käytännössä lisäkustannukset maksaa ensi vaiheessa vesirakennushankkeen toteuttaja, vaikka hän ei olisi omalla toiminnallaan aiheuttanut pilaantumista. Sedimenttien pilaantuminen on voinut aiheutua pitkän ajan kuluessa ja pilaavaa toimintaa harjoittaneita on voinut olla useita.

Suomen ympäristökeskuksen ja Uudenmaan ympäristökeskuksen vuonna 2005 yhteistyönä toteuttamassa ”Organotinapitoisten sedimenttien puhdistamis- ja korvausvastuu” -hankkeessa kartoitettiin orgaanisten tinayhdisteiden pilaamiin sedimentteihin liittyviä vastuukysymyksiä ja niitä koskevaa lainsäädäntöä. Hankkeen tavoitteena oli tehdä juridisesti perusteltu selvitys siitä, miten vastuu tulisi kohdentaa ja jakaa, kun sedimenttien sisältämistä orgaanisista tinayhdisteistä aiheutuu ruoppaus- ja läjityshankkeiden yhteydessä hankkeelle lisäkustannuksia. Hankkeen pitkäaikaisena tavoitteena on yhtenäistää viranomaiskäytäntöjä ja nopeuttaa hankkeiden toteuttamista. Selvityksessä keskityttiin erityisesti orgaanisilla tinayhdisteillä pilaantuneiden sedimenttien ruoppaustapauksiin, mutta tulokset ovat yleistettävissä myös muiden haitta-aineiden aiheuttamaan sedimenttien pilaantumiseen.

Oikeudellinen ympäristövastuu jakaantuu julkis-, yksityis- ja rikosoikeudelliseen vastuuseen (kuva 17). Julkisoikeudellisessa vastuussa on kysymys yksilön suhteesta julkiseen valtaan. Julkisen vallan käyttö konkretisoituu eri hallinnonalojen viranomaistoiminnassa. Kunnostusvastuu on julkisoikeudellista vastuuta. Yksityisoikeudellisen vastuun tarkoituksena on antaa yksilölle oikeussuojaa lähinnä vahinkoasioissa. Esimerkiksi vahingonkärsijällä on mahdollisuus saada korvaus vahingon aiheuttajalta. Rikosoikeudellinen vastuu puolestaan liittyy lainvastaiseen menettelyyn tai toimintaan. Rikosvastuu merkitsee käytännössä rangaistuksen tuomitsemista,

joka tapahtuu oikeudenkäynnin yhteydessä. Sen sijaan toiminnan keskeyttämistä tai pilaantuneen ympäristön puhdistamista ei käsitellä oikeudenkäynnissä, vaan ne kuuluvat hallintomenettelyyn.



Kuva 17. Oikeudellisen ympäristövastuun jakautuminen.

Ympäristönsuojelulaki ja vesilaki ovat julkisoikeudellisen puhdistamisvastuun kannalta tärkeimpiä pilaantuneita sedimenttejä koskevat lakeja. Yksityisoikeudellinen vahingonkorvauslainsäädäntö määrittyy vahingonkorvauslainsäädännön sekä vesilain eräiden säännösten perusteella. Pilaantuneita sedimenttejä koskeva lainsäädäntö jakautuu puhdistamisvastuuseen ja korvausvastuuseen. Taulukossa 7 on esitetty puhdistamisvastuun kohdentamista ja korvausvastuun määrittämistä koskevat lait. Taulukossa 8 on esitetty tärkeimmät pilaantuneiden sedimentin kunnostusta ja taulukossa 9 tärkeimmät pilaantuneiden sedimenttien aiheuttamien vahinkojen korvausta koskevat lait.

Taulukko 7.

Pilaantuneita sedimenttejä koskeva lainsäädäntö jakautuu puhdistamisvastuuseen ja korvausvastuuseen.

Puhdistamisvastuun kohdentaminen	Korvausvastuun määrittäminen
<ul style="list-style-type: none"> • Ympäristönsuojelulaki • Vesilaki • Merensuojelulaki • Kemikaalilaki • Jätelaki 	<ul style="list-style-type: none"> • Ympäristövahinkolaki • Vahingonkorvauslaki • Vesilaki • (Ympäristönsuojelulaki)

Taulukko 8.

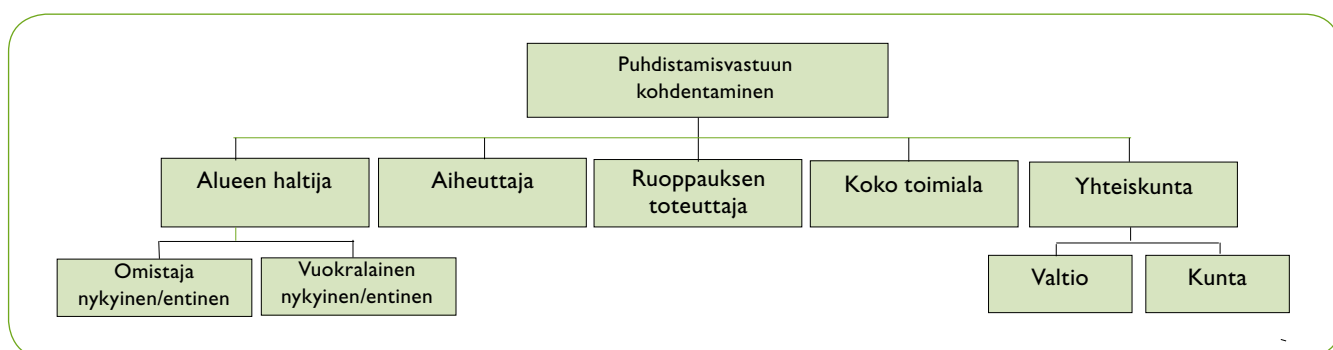
Tärkeimmät pilaantuneiden sedimenttien kunnostusta koskevat lait.

Laki	Lain yleiskuvaus	Tärkeimmät säännökset
Ympäristönsuojelulaki (YSL) 86/2000	Ympäristönsuojelun yleislaki	Pilaamiskiellot 7-9 § Aiheuttamisperiaate (4 §) Luvanmyöntämisedellytykset 7 luku Hallintopakkomenettely (13 luku) Pilaantuneen maan ja pohjaveden puhdistaminen (luku 12)
Vesilaki (264/1961)	Vesitalouden yleislaki (aikaisemmin myös pilaamisasiat, siirretty ympäristönsuojelulakiin)	Vesien käyttö Kiellot 1 luvun 12-15 § ja 19 §, 4 luvun 6 § Luvanmyöntämisedellytykset, lähinnä 2 ja 4 luvut Hallintopakkomenettely 21 luvun 3 §
Merensuojelulaki (1415/1994)	Sääntelee aluevesirajan ulkopuolisia alueita	Meren pilaamiskielto 1 § Luvanmyöntämisedellytykset 6 § ja 9 § Hallintopakkomenettely 14 §
Kemikaalilaki (744/89)	Kemikaaleja, kemikaalien käsittelyn valvontaa sekä kemikaalien aiheuttamien terveys- ja ympäristöhaittojen ehkäisemistä koskeva yleislaki	Toiminnan harjoittajan velvollisuudet 4 luku Luvanmyöntämisedellytykset 7:33 Hallintopakkomenettely 10 luku
Jätelaki (1072/1993)	Jätteitä ja huollon järjestämistä koskeva laki	Jätteen määritelmä: pilaantunut sedimentti Hallintopakkomenettely 57-58 §

Taulukko 9.
Tärkeimmät pilaantuneiden sedimenttien aiheuttamien vahinkojen korvausta koskevat lait.

Laki	Tärkeimmät säännökset
Ympäristövahinkolaki (737/1994)	Ympäristövahingon käsite 1 § Korvattava vahinko 5 § Ankara vastuu 7 § torjunta ja selvityskustannukset 6 §
Vahingonkorvauslaki	Vahinkojen korvaaminen 5 luku (täydentää ympäristövahinkolakia, ennen vuotta 1995 tapahtunut vahinko) Tuottamus tai tahallisuus 2:1
Vesilaki (264/1961)	Vesirakentamisen lupaprosessi vahingonkorvaussäännökset II luku vesilain mukaan luvanvaraiset toimintojen aiheuttamat vahingot: - lupaan perustuvan toimenpiteen aiheuttamat menetykset - VL:iin perustuvan toimenpiteen aiheuttamat menetykset - vahinko, joka aiheutuu toimenpiteestä, johon lupaa ei ole haettu sen vuoksi, ettei siitä ole voitu otaksua aiheutuvan seurauksia, joista luvan hakemisvelvollisuus johtuu
Ympäristönsuojelulaki (YSL) 86/2000	II luku, Menettelysäännöksiä: ympäristöluvanvaraisten toimintojen aiheuttamat vahingot

Vastuun kohdentamisessa keskeisin yleinen ympäristöoikeudellinen periaate on aiheuttamisperiaate. Sen mukaan ympäristön pilaantumisesta johtuvien haittojen ennaltaehkäisy ja siitä aiheutuvat kustannukset samoin kuin toiminnasta aiheutuvien ympäristövahinkojen korvaaminen kuuluvat ympäristölle haitallista toimintaa harjoittavan maksettavaksi. Puhdistamisvastuu voitaisiin lainsäädännössä kohdistaa esimerkiksi kuvassa 18 esitettyihin tahoihin.



Kuva 18. Kunnostamisvastuun kohdentamisen vaihtoehdot

Aiheuttajan kunnostusvastuu on tavallisesti seurausta toiminnan harjoittajan lain- tai luvanvastaisesta toiminnasta. Ympäristönsuojelulainsäädännössä ei erikseen ole sedimenttien pilaamiskieltoa tai ennallistamisvastuuta, kuten maaperän ja pohjaveden osalta on. Lain- tai luvanvastaisissa pilaantumisissa aiheuttaja voidaan kuitenkin asettaa vastuuseen ympäristön ennallistamisesta. Ongelmana on kuitenkin, että usein orgaanisten tinayhdisteiden kohdalla pilaantuminen on tapahtunut pitkän ajan kuluessa, silloisen lainsäädännön mukaan laillisen ja luvanvaraisen toiminnan puitteissa. Lisäksi aiheuttajia voi olla lukemattomia, esimerkiksi laivat ja pienveneet, ja niiden nimeäminen käytännössä mahdotonta.

Mikäli aiheuttajaa ei saada vastuuseen, on laissa määritelty maaperän pilaantumistapauksessa toissijaisesta vastuullisesta. Sen sijaan sedimenttien puhdistamisesta lainsäädännössä ei ole toissijaista vastuujärjestelmää. Esimerkiksi vesialueen haltijaa ei voida suoraan velvoittaa kunnostamaan aluetta. Toissijainen järjestelmä toimii vain, jos aikaisemmin ruopattuja sedimenttejä on läjitetty maalle, jolloin jätelain ja ympäristönsuojelulain maaperän pilaantumista koskevat säädökset tulevat sovellettaviksi.

Tilanne muuttuu, kun pilaantunutta sedimenttiä halutaan ruopata. Tällöin ruoppaajan, eli hankkeesta vastuullisen tahon, velvollisuus on huolehtia siitä, ettei ruoppauksesta aiheudu ympäristön pilaantumista. Suurehkot ruoppaukset ovat luvanvaraisia ja lupamääräyksiin pyritään varmistamaan, että ruoppaus- ja läjitysmenetelmät ovat asianmukaisia eikä lisäpilaantumista tapahdu. Ruoppaaja on vastuussa vain ruoppaushankkeen aiheuttamasta lisävahingosta ja -haitasta, ei alueen alkuperäisestä pilaantumisesta. Luvassa voidaan antaa hankealuetta koskevia määräyksiä vain ruoppauksen ja läjityksen aiheuttamien haittojen suhteen, ei koko pilaantuneen alueen suhteen.

Käytännössä nämä pilaantumisen aiheuttamat lisäkustannukset ovat jääneet ruoppaajan maksettaviksi. Useimmiten ruopattava alue on ruoppaajan hallinnassa. Siten ruoppaajasta on käytännössä tullut toissijainen vastuullinen. Mikäli pilaantumisen aiheuttaja saadaan selville, ruoppaaja voi periaatteessa vaatia korvausta pilaantuneen sedimentin aiheuttamista lisäkustannuksista. Kun kyseessä on vesialueella tapahtuva toiminta ja pilaantuminen, luvan tai lainsäädännön mukaisen toiminnan aiheuttamiin vahinkoihin haetaan korvausta lupakäsittelyn yhteydessä vesilain mukaisessa järjestyksessä lupaviranomaiselta eli ympäristölupavirastolta tai alueelliselta ympäristökeskukselta. Mikäli kyseessä on selvästi lainvastainen toiminta, korvausta haetaan vahingonkorvauslainsäädännön mukaisesti käräjäoikeudelta.

9 Työryhmän tilannearvio ja toimenpidesuosituks

Ympäristöministeriö asetti ”Orgaaniset tinayhdisteet ja ruoppaukset”-työryhmän seuraamaan ruoppausten yhteydessä tehtäviä orgaanisten tinayhdisteiden esiintymistä, kulkeutumista ja vaikutuksia koskevia tutkimuksia ja selvityksiä. Työryhmän tuli lisäksi arvioida ongelman laajuutta ja merkitystä sekä tarvittaessa tehdä ehdotuksia jatkotoimiksi.

Seuraavassa on esitetty työryhmän tilannearvio orgaanisten tinayhdisteiden esiintymisestä ja niiden vaikutuksista ja riskinhallinnasta Suomen vesialueilla sekä työryhmän toimenpide-ehdotukset. Arvio perustuu Suomen ympäristökeskuksessa koottuun taustaselvitykseen.

9.1

Tilannearvio

Synteettisesti valmistettuja orgaanisia tinayhdisteitä on yli 800 erilaista. Näistä tributyyliitinä (TBT) ja trifenyylitinä (TPHT) on käytetty yleisesti mm. antifouling-maaleissa estämään eliöiden kiinnittymistä alusten pohjaan. Sedimentissä onkin todettu kohonneita orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia mm. suurten satamien, telakoiden ja pienvenesatamien lähistöllä sekä laivaväylillä. Yhdisteitä on käytetty myös mm. liman- ja homeentorjuntaan, puutavaran suojaukseen sekä kalankasvatamoilla verkkokassien desinfiointiin. Orgaanisia tinayhdisteitä käytetään edelleen mm. PVC-muovin valmistuksessa stabilisaattorina sekä erilaisissa liimoissa, maaleissa ja saumausmassoissa. Ympäristövaikutuksiltaan merkittävimmät orgaanisten tinayhdisteiden päästöt ovat peräisin antifouling-maaleista.

Orgaanisia tinayhdisteitä joutuu vesiin suoraan pohjamaaleista liuenneina tai maalihuukkasina esim. jään irrottamana. Niitä kulkeutuu ympäristöön myös pintojen käsittelyn eri vaiheissa. Sedimenteissä yhdisteet ovat hitaasti hajoavia ja sitoutuvat tiukasti orgaaniseen ainekseen. Sedimentoituneet yhdisteet voivat vapautua uudelleen veteen sedimenttien sekoittuessa, joten TBT ja sen muuntumis- ja hajoamistuotteet voivat vaikuttaa haitallisesti ympäristöön pitkään. Yhdisteet hajoavat luonnossa sekä kemiallisesti että biologisesti, mutta kylmissä olosuhteissa ja hapettomissa sedimenteissä hajoaminen on hidasta. Ulkomaalaisissa tutkimuksissa on voitu osoittaa tinayhdisteiden pitoisuuksien selvää laskua meriympäristössä, kun niiden käyttöä on rajoitettu. TBT-yhdisteiden hajoamistuotteina ovat ensi vaiheessa dibutyylitina (DBT), monobutyylitina (MBT) ja lopulta epäorgaaniset tinayhdisteet. Pysyvyyden suhteen tinayhdisteet ovat ns. perinteisiä ympäristömyrkkyjä (mm. PCB, dioksiinit) huomattavasti helpommin hajoavia, eikä niiden ole todettu kulkeutuvan kauas käyttökohteistaan.

Kansainvälinen merenkulkujärjestö (IMO) hyväksyi 5.10.2001 kansainvälisen AFS-yleissopimuksen alusten haitallisten kiinnittymisenestojärjestelmien rajoittamisesta. Sopimuksen mukaan alusten käsittely orgaanisilla tinayhdisteillä kielletään maailmanlaajuisesti vuoden 2003 loppuun mennessä ja loputkin alusten pohjissa vielä olevista orgaanisista tinayhdisteistä tulee poistaa vuoden 2007 loppuun mennessä. IMO:n sopimus tulee voimaan 12 kuukautta sen jälkeen, kun sen on ratifioinut 25 maata, jotka edustavat 25 % maailman kauppalaivatonnistosta. Suomen ratifiointiprosessi on käynnissä. EU on toimeenpannut AFS-sopimuksen direktiivin muutoksella (2002/06/EY) sekä Euroopan parlamentin ja neuvoston asetuksella (EY N:o 782/2003).

TBT-yhdisteiden käyttöä rajoitetaan myös EU:n vesipuitedirektiivillä (2000/60/EY). Tributyyli-tinayhdisteet kuuluvat direktiivin liitteessä mainittuihin 11 vaaralliseen prioriteettiaineeseen. Vesipuitedirektiivi ja sen nojalla annettu päätös (2455/2001/EY) on pantu täytäntöön valtioneuvoston asetuksella vesiympäristölle haitallisista ja vaarallisista aineista. Asetus on tarkoitus antaa keväällä 2006.

Havaittujen ympäristövaikutusten vuoksi TBT-pitoisten maalien käyttöä antifouling-aineena on Suomessa rajoitettu jo vuodesta 1991 ja niiden antifouling-käyttö on kokonaan kielletty vuoden 2003 alusta. Vuoden 2007 loppuun mennessä vanhat TBT-pitoiset maalipinnoitteet tulee joko poistaa tai maalata yli. Päästörajoitusten myötä maalien ympäristökuormitus on merkittävästi vähentynyt ja tulee lähivuosina vähentymään edelleen. Ympäristön pitoisuudet tulevat vähitellen laskemaan.

Sedimentit

Suomessa sedimentin orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia on tutkittu lähinnä vesirakennushankkeiden yhteydessä. Pääosa tutkimuksista on rannikkoalueilta, erityisesti Helsingin, Turun ja Naantalın satama- ja telakka-alueilta ja niiden läheisyydestä.

Satama-, telakka-, pienvenesatama-, laivaväylä- ja läjitysalueilla on mitattu vaihtelevia TBT-pitoisuuksia. Enimmillään pitoisuudet ovat useita tuhansia mikrogrammoja kilossa. Korkeita pitoisuuksia on mitattu koko rannikkoalueella em. toimintojen läheisyydessä. Kaikilla tutkituilla alueilla on kuitenkin mitattu myös pieniä pitoisuuksia (jopa alle 3 µg/kg) vain joitakin kilometrejä saastuneimpien alueiden ulkopuolelta. Pääosa yhdisteistä on butyyliyhdisteitä (TBT, DBT, MBT), ja yleensä vain pieni osa on fenyyliyhdisteitä (TPHT).

Myös sisävesien sedimenteissä esiintyy orgaanisia tinayhdisteitä, kuitenkin alhaisempina pitoisuustasoina kuin merisedimenteissä. Sisävesien sedimenteissä näyttäisi esiintyvän muita orgaanisia tinayhdisteitä (MBT, DBT) suhteellisesti selvästi enemmän kuin TBT-yhdisteitä. Lisäksi TBT-pitoisuudet ovat pieniä. Yhdisteet ovat todennäköisesti peräisin muista käyttökohteista kuin antifouling-maaleista.

Yleiskuvan muodostamista vaikeuttaa se, että tutkimukset ovat pääosin keskittyneet likaisille alueille. Itämeren avomerialueen taustapitoisuuksien tasoa olevia pitoisuuksia esiintyy kuitenkin kaikkien tutkittujen alueiden uloimmissa osissa. Varsin suuria pitoisuuksia voi esiintyä myös avomerialueilla vilkkaasti liikennöityjen laivareittien läheisyydessä.

Merisedimentit erityisesti satamien, pienvenesatamien, telakoiden ja laivaväylien läheisyydessä ovat yleisesti kuormittuneet orgaanisilla tinayhdisteillä johtuen yhdisteiden laajasta käytöstä laivojen ja pienveneiden antifouling-aineina. Sisävesien sedimenteissä likaantumisen on vähäisempää ja ilmeisesti aineiden muista käyttötarkoituksista johtuvaa.

Vesieliöt

Nilviäisillä, erityisesti simpukoilla ja kotiloilla, on osoitettu orgaanisista tinayhdisteistä johtuvia vaikutuksia, kuten hormonitoiminnan häiriöitä jo pienillä pitoisuuksilla ja altistuksilla. Tyypillinen alhaisilla altistuksilla todettu vaikutus on ns. imposex-ilmiö, jossa kotilonaaraille kehittyy koiraan seksuaalisia piirteitä. Tämä voi johtaa lisääntyvyyden heikentymiseen. Muut eliöryhmät (kalat, selkärangattomat ja levät) sietävät suurempia pitoisuuksia, mutta ero on kuitenkin pieni. Ulkomaisissa tutkimuksissa on raportoitu vakavia yhteisötason vaikutuksia ja nilviäispopulaatioiden häviämisiä saastuneilta alueilta.

Ensimmäisiä häiriöitä nilviäisten hormonitoimintaan on havaittu eliöiden pitoisuustasolla alle 1 µg/kg kuiva-ainetta. Suomessa nilviäisten pitoisuustutkimuksia on tehty rajoitetusti ja yleensä kuormitetuilta merialueilta. Niissä pitoisuustaso on vaihdellut välillä alle 40 – 500 µg/kg tuorepainoa kohti. Mitattujen pitoisuuksien perusteella onkin erittäin todennäköistä, että tutkituilla alueilla ilmenee nilviäisissä hormonaalisia vaikutuksia. Sisävesien nilviäisten pitoisuustasosta Suomessa ei ole mittaustietoja.

Kenttätutkimusten mukaan vakavia haittavaikutuksia herkimmille lajeille aiheutuu sedimentin pitoisuustasolta n. 100 µg/kg (ka) alkaen. Joissakin tutkimuksissa kaikkien simpukkalajien on osoitettu häviävän pitoisuustasolla alle 1 000 µg/kg. Sedimenttien pitoisuustason perusteella Suomen rannikkokaupunkien edustoilla on runsaasti alueita, joiden pitoisuustaso ylittää selvästi haitattoman pitoisuuden. Tämän perusteella on oletettavaa, että näillä alueilla ainakin joidenkin lajien simpukka- ja kotiloyhteisöt ovat taantuneet. Näiden alueiden laajuutta ei tässä vaiheessa voida arvioida. Toisaalta mitatut pitoisuudet yhdessä kenttähavaintojen kanssa osoittavat joidenkin lajien (liejusimpukka) sietävän varsin suuriakin pitoisuuksia. Sisävesillä mitatuilla pitoisuuksilla ei todennäköisesti ole osoitettavissa populaatiotason vaikutuksia.

Pitoisuudet ylittävät voimakkaimmin pilaantuneilla alueilla tason, jolla on vaikutusta joihinkin eliöryhmiin. On oletettavaa että pohjaeliöstö, erityisesti simpukka- ja kotiloyhteisöt, ovat näillä alueilla taantuneet ja osin tuhoutuneet. Sisävesissä ei todennäköisesti ole yhteisötason vaikutuksia.

Kalat

Orgaaniset tinayhdisteet kertyvät kaloihin, mutta myös erittyvät suhteellisen nopeasti pois. Kaloissa tapahtuu lisäksi yhdisteiden hajoamista. Trifenyylitinan osalta tiedot ovat vähäisemmät kuin tributyylitinan (TBT), mutta TPhT vaikuttaa olevan TBT:tä kertyvämpi ja sen poistuminen on heikompaa. Kertyminen ei näytä olevan erityisen riippuvaista kalan rasvapitoisuudesta, vaan kertymistä tapahtunee pääosin valkuaisaineisiin. Pitoisuuksien jakauma kaloissa on erilainen kuin sedimenteissä. Fenyylitinaa on kaloissa yleensä enemmän kuin butyylitinaa, vaikka tilanne sedimentissä on päinvastainen.

Suomessa on kalojen orgaanisia tinapitoisuuksia selvitetty pääosin samoilta alueilta kuin sedimenttien pitoisuuksia. Tutkittuja kalalajeja ovat olleet ahven, kuha, kampela, hauki, made ja silakka. Tulokset eri kalalajien pitoisuuseroista vaihtelevat eri tutkimuksissa. Mittaukset viittaavat kampelalla ja silakalla olevan muita tutkittuja lajeja alhaisempi pitoisuustaso. Tutkimuksia eri lajeista on kuitenkin riittämättömästi lajien välisten erojen arvioimiseksi.

Suurimpia orgaanisten tinayhdisteiden kokonaispitoisuuksia on mitattu Turun ja Kotkan edustalta sekä Helsingin Vanhankaupunginlahdelta pyydetyistä kaloista, eli paikoista, joissa myös sedimenteissä on suuret pitoisuudet. Näillä alueilla kalojen pitoisuudet ovat vaihdelleet yleensä välillä 40 -170 µg/kg tuorepainoa kohti. Vähäiset kalatutkimukset Selkämeren ja Perämeren alueelta viittaisivat Suomenlahtea alhai-

sempaan tasoon. Sisävesissä mitatut kalojen orgaanisten tinayhdisteiden kokonaispitoisuudet ovat yleensä merialueilla mitattuja alhaisemmalla tasolla (yleensä alle 20 µg/kg). Poikkeuksena on fenyylylitina joissakin teollisuuden alapuolisissa vesissä. Tausta-alueilla (latvajärvet Etelä- ja Pohjois-Suomessa) yhdisteitä ei esiinny. Suomen likaantuneilta alueilta mitatut pitoisuudet vastaavat muualla havaittuja tasoja, mutta ovat selvästi alhaisempia kuin pilaantuneimmilla alueilla mitatut (Esim. Elbe-joki, Gdansk ja Kielin alueet).

Sedimentin kautta kaloille aiheutuvaa altistumista ja sen vaikutuksia on tutkittu suhteellisen vähän. Vaikutukset (maskulinisoituminen, lisääntymishäiriöt, kasvu ja käyttäytyminen, immuunijärjestelmän toimintahäiriöt sekä kidusten ionisäätely) on havaittu korkeammilla altistuspitoisuuksilla kuin nilviäisillä ja äyriäisillä.

Merellä kaloissa havaitaan selvästi kohonneita orgaanisia tinapitoisuuksia samoilla alueilla kuin sedimentissä. Erityisesti fenyylylitinayhdisteet kertyvät tehokkaasti. Myös sisävesillä on alueita, joissa on kohonneita pitoisuuksia kaloissa. Sisävesien tausta-alueilla pitoisuudet ovat huomattavan pieniä, usein alle määritysrajan. On epätodennäköistä, että yhdisteillä olisi vaikutuksia kalakantoihin.

Vesilinnut ja nisäkkäät

Orgaanisia tinayhdisteitä kertyy vesieliöitä ravintonaan käyttäviin lintuihin ja nisäkkäisiin, mutta pitoisuuden voimakasta rikastumista ravintoketjussa ei yleensä tapahdu. Tältä osin yhdisteet poikkeavat monista ns. perinteisistä ympäristömyrkyistä. Koska ravinnolla on suuri merkitys, voidaan olettaa, että likaisilla alueilla erityisesti nilviäisiä syövät vesilinnut altistuvat eniten tinayhdisteille. Tutkimuksissa onkin osoitettu vaikutuksia hedelmällisyyteen ja pesimismenestykseen sekä entsyymi- ja hormonitoimintaan. Merinisäkkäissä on mitattu lintuja alhaisempia pitoisuuksia. Suomesta ei ole olemassa tutkimustietoa pitoisuuksista linnustossa tai nisäkkäistä.

Orgaaniset tinayhdisteet eivät rikastu merkittävästi ravintoketjussa vesiympäristössä lintuihin ja nisäkkäisiin.

Terveysvaikutukset

Suomalaiset altistuvat orgaanisille tinayhdisteille pääasiassa syömällä kalaa. Kansainvälisissä tutkimuksissa on todettu, että EFSA:n (European Food Safety Agency) suositus korkeimmaksi sallituksi päiväannoksesi (0,25 µg/kg/päivä, TBT:n, TPhT:n, DBT:n ja DOT:n summa) ylittyy harvoin. Koska hyväksyttävä maksimiannosarvio sisältää 100-kertaisen epävarmuuskertoimen ja koska suomalaisten kalojen organotinapitoisuudet ovat olleet alle 500 µg/kg pahimmillakin alueilla, tavanomaisella kalankäytöllä ei pitäisi olla terveysriskiä.

Orgaaniset tinayhdisteet on luokiteltu myrkyllisiksi, mutta terveysvaikutuksista ei maailmanlaajuisestikaan ole juuri tietoa. Solukokeissa TBT:llä on havaittu immunotoksisia ja endokriinisiä vaikutuksia ja se saattaa vaikuttaa myös hermoston välittäjäaineisiin. Trifenyyylitinan (TPhT) on havaittu aiheuttaneen neurotoksisia vaikutuksia. Myös dibutyylitinan (DBT) on arvioitu olevan haitallisuudeltaan samaa luokkaa kuin TBT:n. Eläin- ja soluviljelmäkokeista saadut tulokset eivät kuitenkaan ole suoraan sellaisenaan sovellettavissa ihmiseen.

Yhdisteiden pitkäaikaisvaikutuksista ihmisille on vähän tietoa. Suomalaiset altistuvat orgaanisille tinayhdisteille pääasiassa syömällä kalaa. Väestötasolla saanti on huomattavasti alle EFSA:n suosituksen.

Sedimenttien ruoppaus

Suomen aluevedet ovat matalia ja karikkoisia. Kauppamerenkulun ja veneilyn väylien sekä niihin liittyvien satamien rakentaminen, kehittäminen ja kunnostaminen edellyttävät sedimenttien ruoppauksia. Ruoppauksia tehdään myös mm. vesistön tulvasuojelun edistämiseksi, lintuvesialueiden kunnostamiseksi sekä rantojen rakennettavuuden ja rantamaiseman parantamiseksi. Suomessa ruopataan vuosittain arviolta 2 milj. m³ meri- ja järvisedimenttejä. Yksittäisistä suurista hankkeista johtuen vuosivaihtelut voivat olla suuria.

Ruoppaukset kohdistuvat tavallisesti alueisiin, joilla on laiva- ja veneliikennettä tai joita ovat kuormittaneet yhdyskuntien ja teollisuuden jätevedet. Tällöin on todennäköistä, että sedimentit sisältävät muiden haitallisten aineiden ohella orgaanisia tinayhdisteitä. Satamien, väylien, telakoiden ja meriläjitysalueiden sedimenttien pintaosista on mitattu kohonneita TBT-, paikoin myös TPhT-pitoisuuksia. Pahimmin pilaantuneilla alueilla maksimipitoisuudet ovat olleet tuhansia mikrogrammoja kilossa. Alueilla, joilla virtaukset liikuttelevat sedimenttejä ja joilla muodostuu uutta sedimenttiä, suuria pitoisuuksia on löydetty myös syvemmistä kerroksista.

Varsinaisia puhdistusruoppauksia, joiden tavoitteena on poistaa haitallisia aineita, on toteutettu vanhojen teollisuus-, varasto- ja satama-alueiden rantojen käyttötarkoituksen muuttuessa. Orgaanisten tinayhdisteiden pilaamien sedimenttien osalta puhdistustoimenpiteet ovat liittyneet satamien, telakoiden ja väylien kunnossapitoon ja rakentamiseen.

Suomessa on käytössä teknisiä ratkaisuja, joilla voidaan vähentää orgaanisten tinayhdisteiden leviämistä ruoppaus- ja läjitystoimien yhteydessä, sen sijaan pilaantuneiden sedimenttien käsittelymenetelmistä on vain vähän kokemusta. Euroopassa on testattu orgaanisten tinayhdisteiden hajottamista mm. polttamalla, kompostoimalla ja kemiallisesti. Suomessa on suunniteltu ja toteutettu ensimmäisiä hankkeita, joissa voimakkaimmin orgaanisilla tinayhdisteillä pilaantuneet sedimentit stabiloidaan ja sijoitetaan sataman rakenteisiin. Tavallisesti ruopatut massat läjitetään käsittelemättöminä mereen tai maalle.

Merkittävä osa ruoppauksista kohdistuu alueille, joiden sedimenttien orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet ovat kohonneet. Osa näillä yhdisteillä pilaantuneista massoista on pilaantunut myös muilla haitta-aineilla.

Tällä hetkellä on jo käytössä teknisiä ratkaisuja, joilla voidaan vähentää orgaanisten tinayhdisteiden leviämistä ruoppaus- ja läjitystoimien yhteydessä. Orgaanisilla tinayhdisteillä pilaantuneiden sedimenttien puhdistusmenetelmiä kehitetään.

Ruoppaus- ja läjityshankkeiden säätely

Merkitykselliset ruoppaus- ja läjityshankkeet edellyttävät aina vesilain mukaista lupaa. Jos ruoppaamisesta voi aiheutua ympäristönsuojelulaissa tarkoitettua pilaantumista, lupa-asian käsittelyssä noudatetaan soveltuvien osien ympäristönsuojelulain säännöksiä. Luvan myöntämisen edellytyksenä on, ettei toiminnasta, asetettavat lupamääräykset huomioon ottaen, aiheudu terveyshaittaa tai merkittävää muuta ympäristön pilaantumista tai sen vaaraa.

Ympäristöministeriö antoi vuonna 2004 sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen (Ympäristöopas No 117). Ohjetta laadittaessa otettiin huomioon sekä Itämeren merellisen ympäristön suojelusopimuksen nojalla annettu suositus ja ohje ruoppausmassan läjityksestä mereen että Koillis-Atlantin sopimukseen (OSPAR) liittyvä ohje läjityksestä. Ohjeessa annettiin haitallisten aineiden, kuten TBT:n, ohjeelliset laatukriteerit mereen ja soveltuvien osien myös sisävesiin tapahtuvalle läjittämislle. TBT-pitoisuuden alittaessa tason 1 (3 µg/kg kuiva-ainetta normalisoituna) pidetään läjitysmassaa TBT:n

osalta puhtaana. Pitoisuuden ylittäessä tason 2 (200 µg/kg kuiva-ainetta normalisoi-tuna) massoja pidetään pilaantuneena ja pääsääntöisesti mereen läjityskelvottomina. Haitta-ainepitoisuuksiltaan tasojen 1 ja 2 väliin jäävällä ns. harmaalla alueella ai-neiden vaikutukset ja massojen läjityskelpoisuus arvioidaan aina tapauskohtaisesti.

Sedimenttien pilaantuneisuus arvioidaan nykyisin osana ruoppaus- ja läjityshank-keen suunnittelua ja lupakäsittelyä. Hankkeilta edellytetään selvityksiä, velvoitetark-kailuja ja tarpeellisin osin riskinhallintatoimia. Useimmissa suurissa ruoppaushank-keissa on massoja, joissa TBT-pitoisuus ylittää vähintään tason 1. Harmaalla alueella liikuttaessa kohdekohtainen arviointi on erittäin tärkeää, sillä haitalliset vaikutukset alkavat ilmetä vähitellen pitoisuuksien kasvaessa.

Sedimenttien mahdollinen pilaantuneisuus ja tarvittavat riskinhallintatoimet arvioidaan ny-kyään ruoppaus- ja läjityshankkeiden suunnittelussa ja lupakäsittelyssä.

9.2

Toimenpide-ehdotukset

Pilaantumisen laajuus ja päästölähteet

Orgaanisia tinayhdisteitä esiintyy laajoilla alueilla rannikkomme merenpohjan se-dimenteissä. Likaantuneiden alueiden laajuudesta ja orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksien jakautumisesta tarvitaan lisätietoa. Myös tiedot päästölähteistä ovat puutteellisia erityisesti trifenyylitinan ja sisävesien osalta. Vireillä on useita aihetta koskevia selvityksiä, joten tiedot täydentyvät koko ajan.

On tärkeää, että Itämeren organotinayhdisteiden tilanteesta saataisiin selkeä kuva ja mahdollisimman pitkälle myös yhtenäiset menettelytavat ruoppausmassojen läji-tyksissä. Itämeren maista ainoastaan Suomella, Tanskalla ja Saksalla on laatukriteerit mereen läjitettävien ruoppausmassojen TBT-pitoisuuksille.

Työryhmä ehdottaa seuraavia toimenpiteitä:

- Jatketaan kohdennettuja tutkimuksia orgaanisten tinayhdisteiden esiintymisen ja päästölähteiden selvittämiseksi. Suunnitellaan tämän perusteella sisä-, avo-meri- ja rannikkovesien seuranta (SYKE ja muut tutkimuslaitokset).
- Eri osapuolten tuottamat tiedot kootaan keskitettyyn järjestelmään, jota voidaan käyttää sedimenttien tilan seurannassa ja lupapäätösten ehtoja harkittaessa (SYKE ja YM).
- Suomi tekee aloitteen Itämeren suojelukomissiolle (HELCOM), että HELCOM tekisi selvityksen orgaanisten tinayhdisteiden esiintymisestä ja päästöistä koko Itämerellä (YM).
- Suomi vaikuttaa siihen, että organotinayhdisteet otetaan riittävässä laajuudessa huomioon meneillään olevassa HELCOMin meriläjitysohjeen päivitystyössä (YM).

Orgaanisten tinayhdisteiden ympäristö- ja terveysvaikutukset

Orgaaniset tinayhdisteet ovat myrkyllisiä ja niillä on eliöille mm. hormonitoiminnan häiriöitä aiheuttavia ominaisuuksia. Erityisesti trifenyylitinan on viimeaikaisissa tutkimuksissa todettu kertyvän kaloihin. Toisaalta orgaanisten tinayhdisteiden tie-detään muuntuvan ja hajoavan ajan myötä ympäristön kannalta haitattomampaan muotoon. Tiedot hajoamisnopeudesta erityisesti Suomen olosuhteissa ovat toistai-seksi puutteellisia. Hajoamisnopeuden tunteminen on oleellista mm. kunnostus- ja riskinhallintatoimien tarpeen arvioinnin ja toimien suunnittelun kannalta.

Ihmisen altistuminen organotinayhdisteille tapahtuu kalojen kautta. Käytettävissä olevan tiedon perusteella saanti on väestötasolla huomattavasti alle EFSA:n suosit-teleman turvallisen päiväannoksen. Työryhmä pitää altistumista koskevien tietojen

täydentämistä tarpeellisenä. Keskeiset hankkeet tässä suhteessa ovat Elintarvikeviraston organisoima yhteishanke, jossa selvitetään orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia kotimaisessa järvi- ja merikalassa sekä KTL:n hanke organotinayhdisteiden terveysvaikutuksista.

Organotinayhdisteiden hajoamista koskevan tiedon lisäämiseksi työryhmä esittää, että

- ympäristöhallinto käynnistää selvityksen orgaanisten tinayhdisteiden hajoamisesta eri olosuhteissa (**YM**, **SYKE**) ja että
- laajasti ja voimakkaasti pilaantuneilla alueilla, kuten Airistolla, seurataan luontaista puhdistumista systemaattisesti (**LOS**, **SYKE**, toiminnanharjoittajat).

Pilaantuneiden ruoppausmassojen käsittely ja loppusijoitus

Erityiskäsittelyä vaativia, maalle tai mereen sijoitettavia ruoppausmassoja on arveltu syntyvän tulevaisuudessa merkittäviä määriä. Joissakin rakennuskohteissa pilaantuneeksi todetut massat voidaan sijoittaa vesialueelle eristämällä tai stabiloimalla ne osaksi rakenteita. Pilaantuneiden ruoppausmassojen erityiskäsittely on ollut Suomessa toistaiseksi melko harvinaista.

Parhaillaan on meneillään VTT:n ja SYKEN yhteishankkeena ”TBT:n ympäristövaikutukset ja niiden hallinta” –projekti (TBT-Batman), jonka tavoitteena on laatia toimintamalli ja yleiset suositukset TBT:stä aiheutuvien riskien arvioimiseksi ja riskinhallintatoimien optimoimiseksi.

Työryhmä ehdottaa ruoppausmassojen käsittelyn ja loppusijoituksen kehittämiseksi seuraavia toimenpiteitä:

- Selvitetään pilaantuneille ruoppausmassoille tarkoitettujen käsittely- ja loppusijoituspaikkojen tarve alueilla, joilla ruopataan paljon ja joiden sedimenteissä orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet ovat korkeita. Tällaisia ovat mm. Kotkan, Helsingin, Turun, Naantalin ja Rauman rannikkoalueet. Tarvittaessa perustetaan keskitettyjä sijoituspaikkoja. Keskitettyjen läjitysalueiden rakentamisesta, ylläpidosta ja kustannuksista sopivat keskenään valtio, kunnat ja toiminnanharjoittajat (**toiminnanharjoittajat**, kunnat ja rannikon alueelliset ympäristökeskukset).
- Tuetaan Suomen olosuhteisiin soveltuvien käsittely- ja loppusijoitustekniikoiden kehittämistä (**YM** ja **SYKE**).

Puhdistusruoppaukset

Orgaanisten tinayhdisteiden pilaamia sedimenttejä on myös alueilla, joilla ei toteuteta ruoppauksia. Tällaisten alueiden puhdistustarvetta joudutaan pohtimaan, mikäli on syytä epäillä pilaantuneen sedimentin aiheuttavan huomattavaa ja pitkäaikaista ympäristö- tai terveyshaittaa.

Työryhmän käsityksen mukaan orgaanisilla tinayhdisteillä pilaantuneen alueen puhdistusruoppauksen tarve on arvioitava kohteissa, joissa

- haitallisten aineiden kokonaismäärä on merkittävä ja haitta-ainepitoisuudet kohteessa ovat lähiympäristöään merkittävästi korkeammat,
- haitalliset aineet kulkeutuvat ympäristöön aiheuttaen uusien alueiden pilaantumista tai ne uhkaavat kalojen kutu- ja kasvialueita tai merkittäviä ammatti- ja urheilukalastusalueita tai alueita, joilla on erityistä luonnonsuojellista arvoa ja suojeltavia lajeja sekä
- haitalliset vaikutukset ovat pitkäaikaisia.

Puhdistusruoppauksen toteuttamisen edellytyksenä on lisäksi, että sen myötä saatutavat edut arvioidaan suuremmiksi kuin siitä aiheutuvat haitat. Nykytietojen perusteella voidaan arvioida, että tällaisia alueita on muutamia.

Työryhmä ehdottaa, että

- orgaanisia tinayhdisteitä koskevien kartoitusten perusteella tunnistetaan ja priorisoidaan jatkotoimien osalta alueet, joilla todennäköisesti tarvitaan puhdistusruoppauksia sekä arvioidaan alustavasti toimenpiteiden kustannukset (**alueelliset ympäristökeskukset, SYKE**).

Puhdistusruoppausten rahoitus

Sedimenttien pilaantuneisuuden selvittämisestä ja pilaantuneiden sedimenttien kunnostuksesta aiheutuu huomattavia kustannuksia. Pilaantuneen alueen puhdistamisesta ja sen kustannuksista vastaa yleensä pilaaja tai rakentaja, sataman pitäjä tai muu alueen käyttämisestä hyötyvä taho.

Mikäli kunnostus on tarpeen esimerkiksi yleisen edun vuoksi ja pilaajaa ei saada vastuuseen, on sedimenttien käsittelyyn saatava rahoitusta ns. toissijaisesta lähteestä.

Työryhmä esittää, että

- kunnostushankkeita tuetaan valtion varoin silloin, kun yleinen etu vaatii kohteen kunnostamista ja pilaajaa ei saada vastuuseen. Rahoitusta varten osoitetaan valtion talousarvioon tarpeen mukaan hankekohtaista ympäristötyömäärärahaa. Tuen myöntämisessä voidaan noudattaa pääpiirteittäin samoja periaatteita, kuin pilaantuneiden maiden kunnostuksen rahoituksessa. Nykytasolla ympäristötyömääräraha on kuitenkin riittämätön pilaantuneiden sedimenttien puhdistamiseen (**YM**).

Lainsäädännön ja sen toimeenpanon kehittäminen

Orgaanisia tinayhdisteitä on käytetty aikanaan laajasti. Vaikka käyttöä on rajoitettu merkittävästi, on varmistettava, että päästöjen leviäminen estetään mahdollisimman tehokkaasti.

IMO:n haitallisten kiinnittymisenestoaineiden rajoittamista koskevan sopimuksen (ns. AFS-sopimuksen) ratifiointiprosessi on Suomessa vielä kesken. Suomi ja muut EU-maat toteuttavat jo sopimuksen mukaista käyttökieltoa EY-lainsäädännön kautta. Vasta AFS-sopimuksen astuessa voimaan käyttörajoitukset koskevat myös EU-alueella liikkuvia muiden maiden aluksia.

Ruoppausten yhteydessä syntyviä ympäristöhaittoja voidaan riittävästi säädellä toimintaa koskevissa lupapäätöksissä. Lupapäätösten sisältöä ohjaa ympäristöministeriön vuonna 2004 antama sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje.

Ruoppauksista ja läjityksistä säädetään vesilaissa. Vesilain mukaisissa luvissa sovelletaan pilaantuneiden ruoppausmassojen osalta aina myös ympäristönsuojelulakia. Ruoppausmassat ovat lisäksi jätteitä, joten niiden käsittelyyn ja läjittämiseen maalle sovelletaan jätelainsäädäntöä. Ruoppaus- ja läjityshankkeeseen voi siten liittyä useita lupia ja lupaviranomaisia.

Pilaantuneiden sedimenttien kunnostuksen osalta ei ole olemassa selkeitä vastuusäännöksiä. Ruoppaushankkeen toteuttaja on yleensä vastuussa vain kyseisen ruoppaushankkeen aiheuttamien päästöjen hallinnasta. Vanhoissa pilaantumisisissa aiheuttajavastuun toteutuminen on usein mahdotonta.

Työryhmä esittää lainsäädännön kehittämiseksi ja sen toimeenpanon selkiyttämiseksi, että

- IMO:n AFS-sopimus ratifioidaan viipymättä Suomessa (**LVM, YM**).
- ympäristölupajärjestelmää kehitettäessä ja vesilakia uudistettaessa huolehditaan siitä, että ruoppaukseen ja ruoppausmassojen sijoittamiseen ja käsittelyyn liittyvät hankkeet käsitellään lupakäsittelyssä tarkoituksenmukaisina kokonaisuuksina ottaen huomioon hankkeen kokonaisvaikutukset (**YM, OM ja MMM**).
- selvitetään tarve ja mahdollisuudet säätää pilaantuneiden sedimenttien tutkimus- ja puhdistusvastuusta. Aiheuttajan vastuun lisäksi olisi selvitettävä mahdollisuudet säätää myös toissijaisesta vastuusta tapauksissa, joissa aiheuttajaa ei voida asettaa vastuuseen (**YM**).
- rakentamista ja ruoppauksia koskevien vesilain mukaisten lupien lisäksi satamien ja telakoiden toimintaa koskevissa ympäristöluvuissa annetaan tarvittaessa organotinayhdisteiden ympäristövaikutusten hallitsemiseksi tarpeelliset määräykset. Myös muiden toimintojen lupaprosesseissa ja päätöksissä kiinnitetään huomiota mahdollisiin orgaanisen tinan päästölähteisiin (**ympäristölupaviranomaiset**).

Ympäristöministeriön sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen antamisen jälkeen ruoppausmassojen laatuun liittyviä selvityksiä on tehty aikaisempaa enemmän ja ruoppausmenetelmiksi on valittu vähemmän ympäristöä kuormittavia menetelmiä. Ns. harmaan alueen (haitta-ainepitoisuustasojen 1 ja 2 välinen alue) massojen osalta läjityskelpoisuuden arvioinnissa on todettu olevan ongelmia.

Työryhmä esittää, että ruoppausmassojen läjityskelpoisuuden arviointia koskevan ohjeistuksen tarkentamiseksi, että

- ympäristöministeriö antaa ns. harmaan alueen tapauskohtaista arvioimista varten tarkentavan ohjeen. Tarkentavassa ohjeessa otetaan huomioon myös muut organotinayhdisteet ja annetaan suositukset trifenyylitinan laatuksiteereiksi (**YM**).
- toistaiseksi tulisi trifenyylitinalle käyttää seuraavia läjitysmassojen laatuksiteerejä:
 - taso 1: 3 µg/kg kuiva-ainetta normalisoituna
 - taso 2: 200 µg/kg kuiva-ainetta normalisoituna tributyyli- ja trifenyylitinan summapitoisuutena
- ympäristöhallinto järjestää aiheeseen liittyvää koulutusta ja tiedotusta (**SYKE**).

Yksi ruoppausten ja läjitysten vaikutusten arvioinnin kannalta keskeinen virhelähde liittyy tutkimuskokonaisuuksien suunnitteluun ja näytteiden analysointiin. Orgaanisten tinayhdisteiden analytiikka on haastavaa ja merkitykselliset pitoisuustasot pieniä.

Työryhmä esittää, että

- pilaantuneiden sedimenttien näytteenottoa ja näytteiden käsittelyä ohjeistetaan (**SYKE** ja muut tutkimuslaitokset).
- vaikutusten arviointien luotettavuuden parantamiseksi käytetään laboratorioita, jotka ovat akkreditoineet analyysimenetelmänsä ja osallistuneet mahdollisuuksien mukaan vertailukokeisiin (**laboratoriot**, hankkeista vastaavat, tutkimuslaitokset).

9 Arbetsgruppens lägesbedömning och åtgärdsrekommendationer

Miljöministeriet tillsatte ”Organiska tennföreningar och muddring”-arbetsgruppen att följa upp de undersökningar, som görs i samband med muddringar, om förekomsten, spridningen och effekterna av tennföreningar. Arbetsgruppen fick också i uppdrag att bedöma problemets omfattning och betydelse samt vid behov ge förslag till fortsatta åtgärder.

Nedan presenteras arbetsgruppens lägesrapport om förekomsten av organiska tennföreningar och effekterna de medför och om riskkontroll i de Finska vattenområdena samt arbetsgruppens åtgärdsförslag. Bedömningen baserar sig på Finlands miljöcentrals grundutredning.

9.1

Lägesbedömning

Det finns över 800 olika typer syntetiskt framkallade organiska tennföreningar. Av dessa har tributyltenn (TBT) och trifenyltenn (TPhT) använts i bland annat antifouling-målfärger för att förhindra att organismer fastnar på båtbottnen. Höjda halter av organiska tennföreningar har konstaterats förekomma i sedimentet, bland annat i närheten av stora hamnar, varv och småbåtshamnar samt i fartygsfarleder. Föreningarna har även använts bland annat för att bekämpa slem och mögel, för att skydda trä samt vid fiskodlingar för att desinficera nätkassarna. Organiska tennföreningar används fortfarande vid tillverkning av PVC-plast som stabilisator samt i olika limprodukter, målfärger och fogmassor. Med tanke på miljöeffekter, så har de mest betydelsefulla utsläppen av organiska tennföreningar kommit från antifouling-målfärger.

Organiska tennföreningar hamnar i vattnen direkt från bottenfärgerna genom att lösa sig eller som målflingor t.ex. på grund av isfriktion. De kommer ut i miljön även i samband med olika skeden av ytbehandling. Sedimentföreningar sönderfaller långsamt och binder sig kraftigt i organiskt material. Föreningar som har sedimenterats kan frigöras på nytt i vattnet då sedimentet, varför TBT och dess rörs om nedbrytningsprodukter kan påverka miljön negativt under en lång tid. Föreningarna bryts ned i naturen både kemiskt och biologiskt, men i kalla förhållanden och i sediment utan syre är nedbrytningen långsam. I utländska undersökningar har man kunnat påvisa att tennföreningshalterna har minskat klart i havsmiljöer, när användningen av dem har begränsats. TBT-föreningarnas nedbrytningsprodukter är i första skedet dibutyltenn (DBT), monobutyltenn (MBT) och slutligen oorganiska tennföreningar. Vad gäller stabilitet är tennföreningarna betydligt lättare nedbrytbara än traditionella miljögifter (t.ex. PCB, dioxiner), och man har inte påvisat att de skulle sprida sig långt från användningkvällen.

Den internationella sjöfartsorganisationen (IMO) godkände den 5.10.2001 den internationella AFS-konventionen om begränsandet av skadliga antifouling-system. Enligt konventionen skall behandlingen av fartyg med organiska tennföreningar förbjudas globalt fram till slutet av år 2003 och även de resterande organiska tennföreningar som finns på fartygsbotten skall tas bort före utgången av år 2007. IMO:s konvention träder ikraft 12 månader efter att 25 länder ratificerat konventionen, som representerar 25 % av världens handelsflott-tonnage. Finlands ratificeringsprocess är på gång. EU har verkställt AFS-konventionen genom en ändring av direktivet (2002/06/EG) samt Europeiska parlamentets och rådets förordning (EG Nr 782/2003).

Användningen av TBT-föreningar begränsas även genom EU:s direktiv för vatten (2000/60/EG). Tributyltennföreningarna hör till de 11 farliga prioriterade ämnen som nämns i direktivets bilaga. Direktivet för vatten och beslutet (2455/2001/EG) som givits på basis av det skall verkställas genom statsrådets förordning om ämnen som är skadliga och farliga för vattenmiljön. Förordningen är för tillfället på remiss och avsikten är att den ges våren 2006.

På grund av miljöeffekter, som upptäckts tidigare, har användningen av färger som innehåller TBT begränsats i Finland redan från och med år 1991 och användningen av dem vid antifouling förbjöds totalt från början av år 2003. Före utgången av år 2007 skall gamla TBT-haltiga målytor antingen tas bort eller målas över. I och med utsläppsbegränsningarna har färgernas miljöbelastning avsevärt minskat och kommer de närmaste åren att minska ytterligare. Halterna i miljön kommer att minska så småningom.

Sediment

I Finland har halter av organiska tennföreningar undersökts närmast i samband med vattenbyggnadsprojekt. Merparten av undersökningarna är från kustområden, speciellt Helsingfors, Åbo och Nådendals hamn- och varvsområden och dessas närområden.

I hamn-, varvs-, småbåtshamns, fartygsfarleds- och muddringsområden har det mätts varierande TBT-halter. De högsta halterna har varit flera tusen mikrogram per kilogram. Höga halter har mätts i hela kustområdet i närheten av nyss nämnda funktioner. I samtliga områden har det även uppmätts låga halter (till och med under 3 µg/kg) bara några kilometer utanför de förorenade områdena. Flertalet föreningar är butylföreningar (TBT, DBT, MBT) och endast en liten del är i allmänhet fenylföreningar (TPhT).

Även i insjöarnas sediment förekommer organiska tennföreningar emellertid i lägre halter än i havssediment. Insjöarnas sediment verkar innehålla i förhållande klart högre halter av andra tennföreningar (MBT, DBT) än TBT. TBT-halterna är dessutom låga. Föreningarna kommer sannolikt från andra källor än antifouling-färger. Att skaffa sig en helhetsuppfattning försvåras på grund av att undersökningarna i huvudsak har koncentrerats till förorenade områden. Nivåer jämförbara med halterna i de öppna havsområdena i Östersjön förekommer dock i samtliga undersökta områdens utkanter. Enligt vissa utländska undersökningar, kan det förekomma rätt höga halter även på öppna havet vid livligt trafikerade farleder.

Havssediment speciellt i hamn-, småbåtshamn-, varvsområden och nära fartygsfarleder är allmänt belastade av organiska tennföreningar på grund av att föreningarna har använts så utbrett som antifouling-ämnen för fartyg och småbåtar. I insjösedimentet är nedsmutsningen mindre och tydligen förorsakas utsläppen där av att ämnena använts för andra ändamål.

Vattenorganismer

Det har påvisats att blötdjur, speciellt musslor och snäckor, påverkas av organiska tennföreningar redan vid låga halter och exponering till exempel i form av hormonella störningar. En typisk störning vid låga halter är det så kallade imposex-fenomenet, där snäckhonan utvecklar sexuella drag typiska för hanner. Detta kan leda till försämrade förökningsförmåga. Andra organismgrupper (fiskar, ryggradslösa och alger) tål högre halter, men skillnaden är emellertid liten. I utländska undersökningar har man rapporterat seriösa effekter på samhällsnivå och utrotning av blötdjur i förorenade områden.

De första störningarna i blötdjurens hormonella funktioner har upptäckts vid halter under 1 µg/kg torrämne. I Finland har undersökningarna om blötdjurens halter utförts i begränsad utsträckning och oftast i belastade havsområden. I dessa har halterna varierat mellan 40-500 µg/kg per torrsvikt. Utgående från de mätta halterna är det mycket sannolikt att det förekommer hormonella rubbningar i blötdjur i de undersökta områdena. Om halter i blötdjur i insjöarna, finns det inga mätresultat i Finland.

Enligt fältundersökningar uppstår allvarliga skadliga verkningar för de känsligaste arterna vid halter från och med 100 µg/kg (torrsvikt). I en del undersökningar har man konstaterat att samtliga snäckarter försvinner vid halter under 1000 µg/kg. På basis av halterna i sedimentet finns det rikligt med områden utanför Finlands kuststäder, som överstiger klart nivån då skadliga verkningar börjar uppstå. På basis av detta, måste man anta att åtminstone vissa arters mussel- och snäckstammar har gått tillbaka i dessa områden. Omfattningen av dessa områden kan inte uppskattas i detta skede. Å andra sidan visar de mätta halterna i kombination med fältundersökningar att vissa arter (östersjömusslan) tål även rätt höga halter. De halter som mätts i insjöarna har sannolikt inte effekter på populationsnivå.

Halterna överstiger i de mest förorenade områdena nivån, som har effekt på vissa organismgrupper. Man måste anta att bottenorganismerna, speciellt mussel- och snäcksamhällen, har i dessa områden gått tillbaka och delvis utrotats. I insjöarna finns sannolikt inte effekter på samhällsnivå.

Fiskar

Organiska tennföreningar ackumuleras i fiskar, men de utsöndras relativt snabbt. I fiskar förekommer även nedbrytning av föreningarna. Gällande trifenyltenn är uppgifterna bristfälligare än gällande tributyltenn (TBT). TPhT verkar ackumuleras mer än TBT och dess utsöndring verkar vara mindre. Ackumuleringen verkar inte vara speciellt beroende av fiskens fetthalt, utan anrikningen sker i huvudsak i äggviteämnen. Halterna fördelas i fiskarna på annat sätt än i sedimentet. Det finns i allmänhet mer fenyltenn i fiskarna än butyltenn, fastän situationen i sedimentet är det motsatta.

I Finland har variationer i halterna i fiskar undersökts i huvudsak i samma områden som halter i sedimentet. Undersökta fiskarter är abborre, gös, flundra, gädda, lake och strömming. Resultaten av olika fiskarter varierar i olika undersökningar. Mätningarna tyder på att flundror och strömming har lägre halter än andra undersökta arter. Det finns dock för litet undersökningar för att det skulle vara möjligt att jämföra skillnader mellan olika arter.

De högsta sammanlagda halterna av organiska tennföreningar har mätts i fiskar som fångats utanför Åbo och Kotka samt i Gammelstadsviken i Helsingfors, dvs. platser där även sedimentet innehåller höga halter. I dessa områden har fiskarnas halter varierat i allmänhet mellan 40 -170 µg/kg per torrsvikt. De fåtaliga undersökningarna i Bottenhavet och Bottenviken tyder på att halterna är lägre där än i Finska viken. Halterna av organiska tennföreningar i fiskar i insjöarna är i allmänhet lägre

än i fiskar i havsområden (i allmänhet under 20 µg/kg). Undantaget är fenyltenn i vissa vattendrag som ligger under industrier. I bakgrundområdena (toppsjöarna i Södra och Norra Finland) förekommer inte föreningarna. Halterna som uppmätts i förorenade områden i Finland motsvarar halter som har uppmätts på andra håll, men de är betydligt lägre än i de mest förorenade områdena (t.ex. Elbe-floden, Gdansk och Kiel-området).

Det har undersökts relativt litet hur mycket fiskarna blir utsatta för föreningarna genom sediment och effekterna av detta. Effekterna (maskulinisering, förökningsrubbnings, tillväxt och beteende, störningar i immunsystemet samt ionstrålning i gälarna) har kunnat upptäckas vid högre halter än för blötdjur och skaldjur.

På havet kan höjda nivåer av organiska föreningar upptäckas i fiskar på samma områden som för sediment. Speciellt fenyltennföreningarna ackumuleras effektivt. Även i insjöarna finns områden där det förekommer höjda halter i fiskar. Halterna i insjöarnas bakgrundsområden är anmärkningsvärt låga, ofta under gränsen där de kan bestämmas. Det är osannolikt att föreningarna skulle påverka fiskstammarna.

Vattenfåglar och däggdjur

Organiska tennföreningar samlas i fåglar och däggdjur som utnyttjar vattenorganismer som föda, men halternas kraftiga ackumulering i näringskedjan brukar inte ske. På denna punkt avviker föreningarna från många av de så kallade traditionella miljögifterna. Eftersom födan spelar en stor roll, kan man utgå från att speciellt sjöfåglar som äter mycket vattenorganismer utsätts mest för tennföreningar. I undersökningar har man även kunnat konstatera effekter på fertiliteten och häckningsframgång samt entsym- och hormonfunktioner. Havsdäggdjur har haft lägre halter än fåglar. Det finns inte tillgång till undersökningar om halter i fåglar och däggdjur.

Organiska tennföreningar ackumuleras inte avsevärt i näringskedjan i fåglar och däggdjur i vattenmiljön.

Hälsoeffekter

Finländarna utsätts för organiska tennföreningar främst genom att äta fisk. I internationella undersökningar har det konstaterats att EFSA:s (European Food Safety Agency) rekommendation för högsta tillåtna dagliga dos (0,25 µg/kg/dag, summan av TBT, TPhT, DBT och DOT) sällan överstigs. Eftersom den uppskattade maximala dosen innehåller en 100-faldig säkerhetskoefficient och för att de finländska fiskarnas halter av organiska föreningar är under 500 µg/kg även i de värst drabbade områdena, borde ett normalt intag av fisk inte medföra hälsorisker.

Organiska tennföreningar klassas som gifter, men om deras hälsopåverkan vet man inte mycket, inte ens globalt. I celltester med TBT har man konstaterat immunitoxiska och endokrina effekter. TBT kan eventuellt också påverka nervsystemets transmittosubstanser. Det har konstaterats att trifenyltenn (TPhT) har orsakat neurotoxiska effekter. Man har beräknat att dibutyltenn (DBT) är av samma klass som TBT i fråga om skadlighet. Resultat från djur- och cellodlingsförsök kan ändå inte direkt tillämpas på människan.

Om de långvariga effekterna av föreningarna på människor finns litet information. Finländarna utsätts för organiska tennföreningar främst genom att äta fisk. Då man betraktar hela befolkningen understiger intaget avsevärt EFSA:s rekommendation.

Muddring av sediment

Finlands vattenområden är grunda och steniga. För att kunna bygga, utveckla och reparera farleder för handelssjöfarten och annan sjötrafik, måste man muddra sediment. Muddringar genomförs även bland annat för att främja översvämningsskydd, för att rusta upp vattenområden för fåglar samt för att bygga och förbättra stränder. I Finland muddras uppskattningsvis 2 miljoner m³ havs- och insjösediment. På grund av enskilda stora projekt kan variationerna vara stora från år till år.

Muddringarna riktas vanligtvis till områden med fartygs- och båttrafik eller som har belastats av samhällenas eller industrins avfallsvatten. Då är det sannolikt att sedimentet innehåller vid sidan om andra skadliga ämnen även organiska tennföreningar. I ytskikten av sedimentet vid hamnar, farleder, varv och deponeringsplatser i havet har förhöjda nivåer av TBT, lokalt även TPhT, mätts. I de svårast förorenade områdena har halterna varit tusentals mikrogram per kilogram. Områden, där strömningar flyttar sedimentet och där det uppstår nytt sediment, har höga halter även lokaliserats i djupare lagringar av sedimentet.

Egentliga rengöringsmuddringar, vars avsikt är att avlägsna skadliga ämnen, har genomförts då stränder vid gamla industri-, lager och hamnområden fått ett nytt användningsändamål. Gällande sediment som organiska tennföreningar har förstört, har rengöringsinsatserna riktats till upprätthållandet och byggandet av hamnar, varv och farleder.

I Finland används tekniker genom vilka organiska tennföreningars spridning kan förminska i samband med muddrings- och deponeringsåtgärder. Däremot finns det bara litet erfarenheter av behandling av förorenade sediment. I Europa har man testat att nedbryta organiska tennföreningar bland annat genom förbränning, kompostering och kemiska processer. I Finland har man planerat och genomfört de första projekten där områden som kraftigt förorenats av organiska tennföreningar åtgärdats. Man har stabiliserat sedimentet och placerat det i hamnarnas strukturer. Vanligtvis deponeras de muddrade massorna obehandlade i havet eller på land.

En betydande del av muddringarna genomförs på områden där det finns förhöjda nivåer av organiska tennföreningar i sedimentet. En del av massorna, som förorenats av dessa föreningar, har även förorenats av andra skadliga ämnen.

För tillfället används även andra tekniska lösningar genom vilka det är möjligt att förhindra att organiska tennföreningar sprider sig i samband med muddrings- och deponeringsåtgärder. Rengöringsmetoder för sediment som förorenats av organiska tennföreningar utvecklas.

Styrningen av muddrings- och deponeringsprojekten

Betydande muddrings- och deponeringsprojekt förutsätter alltid ett tillstånd enligt vattenlagen. Om muddringen kan förorsaka nedsmutsning i miljövårdslagens bemärkelse, tillämpas i tillståndsförfarandet även miljövårdslagens bestämmelser till de delar som de är tillämpliga. Förutsättning för att tillstånd kan beviljas är att verksamheten inte, med beaktande av uppställda tillståndsbestämmelser, medför olägenhet för hälsa eller betydande annan nedsmutsning av miljön eller fara för det.

Miljöministeriet gav år 2004 anvisningen för muddring och deponering av muddermassor (Miljöanvisning nr 117). Då anvisningen utarbetades beaktades rekommendationen som givits på basis av skyddsavtalet för Östersjöns maritima miljö och anvisningen för deponering av muddermassor i havet samt anvisningen om deponering i Nord-Östra Atlantens konvention (OSPAR). I anvisningen gavs kvalitetskriterier för deponering i hav, och även i tillämplig utsträckning i insjöar, av skadliga ämnen, som TBT. Då TBT-halten understiger nivån 1 (3 µg/kg torrämne normaliserat) anses deponeringsmassan vara ren gällande TBT. Då halten överstiger

nivå 2 (200 µg/kg torrämne normaliserat) anses massorna vara förorenade och i enligt huvudregeln olämpliga för deponering i hav. I den så kallade grå zonen, dvs. vid halter av skadliga ämnen mellan nivåerna 1 och 2 uppskattas ämnenas effekter och massornas deponeringsduglighet alltid från fall till fall.

Sedimentens förorening bedöms alltid numera som en del av muddrings- och deponeringsprojektets planering och tillståndsberedning. Projekten förutsätts göra utredningar, granskningar och i behövlig utsträckning även riskbedömningsåtgärder. I de flesta stora muddringsprojekten finns det massor, i vilka TBT-halterna överstiger nivå 1. Då man rör sig i den grå zonen är bedömningen från fall till fall ytterst viktig eftersom de skadliga verkningarna framkommer gradvis i takt med att halterna blir högre.

Föroreningar i sedimentet och behövliga riskförvaltningsåtgärder uppskattas nuförtiden vid planeringen av muddrings- och deponeringsprojekten och vid tillståndsberedningen.

9.2

Åtgärdsförslagen

Nedsmutsningens omfattning och utsläppskällor

Organiska tennföreningar förekommer på stora områden i sedimentet i våra havsbotten. Vi behöver tilläggsuppgifter om omfattningen av de förorenade områdena och de organiska tennföreningarnas halter och. Även uppgifter om utsläppskällor är bristfälliga speciellt gällande trifenylynn och insjöarnas situation. Flera utredningar i ämnet är på gång, så uppgifterna preciseras hela tiden.

Det är viktigt att en klar uppfattning kunde formas om situationen i Östersjön gällande organiska tennföreningar och likaså att så enhetliga förfaranden som möjligt kunde skapas gällande deponering av muddermassor. Av länderna kring Östersjön har bara Finland, Danmark och Tyskland kvalitetskriterier för TBT-halter (tributyl-tenn) i muddringsmassor som deponeras i havet.

Arbetsgruppen föreslår följande åtgärder:

- Att man fortsätter de riktade undersökningarna om förekomsten av organiska tennföreningar och utsläppskällor. Utgående från dessa resultat planeras insjö-, havs- och kustvattnens uppföljning (Finlands miljöcentral och forskningsenheterna).
- Information som de olika parterna producerat samlas i ett centraliserat system, som kan utnyttjas då sedimentens tillstånd följs upp och då man tar ställning till tillståndsbeslut (Finlands miljöcentral och miljöministeriet).
- Finland gör ett initiativ till Östersjöns skyddskommission (HELCOM), att HELCOM skulle utreda förekomsten av organiska tennföreningar och utsläpp av dessa i hela Östersjön (miljöministeriet).
- Finland arbetar för att de organiska föreningarna i tillräcklig grad beaktas vid uppdateringsarbetet av HELCOMs anvisningar för deponering i hav (miljöministeriet).

De organiska tennföreningarnas miljö- och hälsoeffekter

Organiska tennföreningar är giftiga och de påverkar bland annat organismers hormonfunktioner skadligt. Särskilt trifenyltenn har i färsk forskning konstaterats ackumuleras i fiskar. Å andra sidan känner man till att organiska tennföreningar förändras och bryts ned med tiden i former som är mindre skadliga för miljön. Uppgifterna om nedbrytningshastigheten särskilt i finländska förhållanden är tillsvidare bristfälliga. Nedbrytningshastigheten är väsentlig att känna till bland annat vid restaurerings- och riskförvaltningsåtgärder för att kunna bedöma och planera åtgärderna.

Arbetsgruppen anser att samarbetsprojektet som Livsmedelsverket organiserar, som skall utreda organiska tennföreningar i inhemsk fisk från insjöar och havet, är viktigt. Miljöförvaltningen deltar i projektet genom att utreda organiska tennhalter i sedimentet i de områden som skall undersökas.

Arbetsgruppen föreslår att

- miljöförvaltningen startar en utredning om nedbrytningen av organiska tennföreningar i olika förhållanden (miljöministeriet, Finlands miljöcentral) och att
- att man systematiskt följer med den naturliga rengöringsprocessen i områden som är kraftigt nedsmutsade, som Airisto (Västra Finlands miljöcentral, Finlands miljöcentral, aktörer)

Behandling och slutförvaring av nedsmutsade muddringsmassor

Det har uppskattats att det kommer att uppstå ansevärliga mängder muddringsmassor som kräver specialbehandling och som skall deponeras på land eller i havet. På vissa byggområden kan massor som konstaterats vara förorenade, placeras på vattenområden genom att isolera och stabilisera dem så att de blir en del av konstruktionen. Specialbehandling av muddringsmassor har hittills varit rätt sällsynt i Finland.

För tillfället pågår VTT:s och Finlands miljöcentrals samarbetsprojekt "TBT:s miljöverknningar och förvaltandet av dessa" (TBT-Batman), vars mål är att utarbeta en verksamhetsmodell och allmänna rekommendationer för att bedöma risker som TBT förorsakar och för att optimera riskförvaltningsåtgärderna.

Arbetsgruppen föreslår följande åtgärder för behandling av muddermassor och utveckling av slutdeponeringen:

- Behovet av behandlings- och slutdeponeringsplatser för förorenade muddermassor utreds på områden där det muddras rikligt och där det finns höga halter av organiska tennföreningar i sedimentet. Sådana områden är bland annat kustområden utanför Kotka, Helsingfors, Åbo, Nådendal och Raumo. Vid behov grundas centraliserade förvaringsplatser. Staten, kommunerna och verksamhetsidkarna kommer överens om byggandet av centraliserade deponeringsplatser, deras upprätthållande samt om kostnaderna. (kommunerna, verksamhetsidkarna och regionala miljöcentraler vid kusterna).
- Utvecklandet av behandlings- och slutförvaringstekniker som lämpar sig för Finlands förhållanden understöds (miljöministeriet och Finlands miljöcentral).

Rengöringsmuddringar

Sediment som förorenats av organiska tennföreningar finns även på områden där inga muddringar genomförs. Sådana områdens rengöringsbehov måste begrundas om det finns skäl att misstänka att de förorenade sedimenten förorsakar betydande och långvariga miljö- och hälsoolägenheter.

Enligt arbetsgruppen skall behovet av rengöringsmuddringar i områden som förorenats av organiska tennföreningar bedömas i områden där

- den totala mängden skadliga ämnen är betydande och halterna av skadliga ämnen är betydligt högre i objektet än i närområdena,
- de skadliga ämnena hamnar i miljön och medför att nya områden förorenas eller att de hotar fiskarnas föröknings- och uppväxtområden eller betydande yrkes- eller sportfiskeområden eller områden med särskilda naturvårdsvärden och skyddade arter samt
- de skadliga verkningarna är långvariga.

Förutsättning för att genomföra rengöringsmuddring är även att fördelarna som uppnås härav är betydligt större än de skador som rengöringen medför. Enligt befintlig kunskap, kan det uppskattas att det finns flera sådana områden.

Arbetsgruppen föreslår att

- man på basis av kartläggningar av organiska tennföreningar lokaliserar och prioriterar områden som är relevanta för fortsatta åtgärder, där det sannolikt behövs rengöringsmuddringar samt uppskattar preliminärt kostnaderna för dessa åtgärder (regionala miljöcentralerna, Finlands miljöcentral)

Finansiering av rengöringsmuddringar

Utredningen av sedimentens föroreningar och rengöringen av dessa medför ansevliga kostnader. För rengöring av förorenade områden och för kostnaderna ansvarar i regel förorenaren eller byggaren, hamnföreståndaren eller annan instans som drar nytta av att utnyttja området.

Arbetsgruppen föreslår att

- restaureringsprojekt understöds med statsmedel när det allmänna intresset kräver att objektet rengörs och det inte är möjligt att ställa förorenaren till svars. För finansieringen anvisas det i statsbudgeten projektvisa miljöarbetsmedel enligt behov. Vid beviljandet av understödet kan i huvuddrag samma principer följas, som vid finansieringen av rengöringen av förorenade markområden. På den nuvarande nivån räcker miljöarbetsmedlen inte emellertid för att rengöra förorenade sediment (miljöministeriet).

Utveckling av lagstiftningen och verkställandet av den

Organiska tennföreningar har i tiderna varit utbredda i användning. Fastän användningen har begränsats avsevärt, måste man försäkra sig om att utsläppens spridning förhindras så effektivt som möjligt.

Ratificeringen av IMO:s konvention om begränsning av antifoulingämnen (så kallade AFS-konventionen) är inte färdig i Finland. I praktiken följer Finland och övriga EU-länderna bestämmelserna i konventionen på grund av EG-lagstiftning, men konventionens ikraftträdande bromsar det globala förbudet att använda organiska tennföreningar.

Om muddringar och deponering av muddermassor stiftas i vattenlagen. I tillstånd enligt vattenlagen tillämpas alltid även miljövårdslagen då det gäller muddermassor. Muddermassorna är därutöver avfall, vilket betyder att avfallslagstiftningen tillämpas då de behandlas eller deponeras på land. Ett muddrings- eller deponeringsprojekt kan därmed involvera flera tillstånd och tillståndsmyndigheter.

Gällande rengöring av förorenade sediment finns inga klara ansvarsbestämmelser. Den som förverkligar ett muddringsprojekt ansvarar i allmänhet enbart för att förvalta de utsläpp som det aktuella muddringsprojektet medför. I gamla föroreningsfall är det ofta omöjligt att genomföra förverkandeansvaret.

Arbetsgruppen föreslår att lagstiftningen och tolkningen av den klargörs så att

- IMO:s AFS-konvention omgående ratificeras i Finland (kommunikations-, miljöministeriet)
- då miljövårdslagstiftningen och vattenlagen förnyas försäkras man sig om att man vid tillståndsförfarandet behandlar ansökningar gällande muddring och deponering av muddermassor i ändamålsenliga helheter, så att projektets helhetsinverkan tas i beaktande (miljö-, justitie- och jord- och skogsbruksministeriet)
- man i tillstånd för hamnarnas och varvens verksamhet ger vid behov nödvändiga bestämmelser för att ha kontroll över organiska tennföreningars miljö- och hälsoeffekter. Även vid andra verksamheters tillståndprocesser fästs uppmärksamhet vid möjliga utsläppskällor för organiska tennföreningar (miljö- och tillståndsmyndigheterna)

Muddrings- och deponeringsverksamheten styrs av bland annat anvisningen för muddring- och deponering av muddermassor som miljöministeriet gav år 2004. Efter att anvisningen gavs har mera utredningar om muddermassornas kvalitet genomförts och man har även valt muddringsmetoder som är mindre belastande för miljön. Gällande det så kallade gråa området (zonen mellan nivå 1 och 2 av skadliga halter) har det framkommit problem vid bedömningen av muddermassornas deponeringsduglighet.

Arbetsgruppen föreslår att för att precisera anvisningarna för bedömning av deponeringsdugligheten, att

- miljöministeriet ger en preciserande anvisning för att bedöma fall enskilt i den så kallade grå zonen. I den preciserande anvisningen beaktas även andra tennföreningar och kvalitetskriterier för trifenylientenn definieras (Miljöministeriet).
- tillsvidare borde följande kvalitetskriterier för deponering av muddermassor användas för trifenylientenn
- nivå 1: 3 µg/kg normaliserat torrämne
- nivå 2: 200 µg/kg normaliserat torrämne som summahalt för tributyl- och trifenylientenn
- miljöförvaltningen ordnar utbildning och ger information i ämnet (Finlands miljöcentral)

En allmän källa för fel vid bedömning av muddringarnas och deponeringsmassornas konsekvenser är förknippad med planeringen av forskningshelheterna och analyseringen av proverna. Analyseringen av organiska tennföreningar är utmanande och de betydelsefulla halterna är mycket låga.

Arbetsgruppen föreslår att

- att anvisningar ges för provtagning av sediment och behandling av proverna (Finlands miljöcentral samt andra forskningsenheter)
- för att förbättra bedömningarnas pålitlighet utnyttjas enbart laboratorier som har ackrediterat sina analysmetoder och deltagit i mån av möjlighet i jämförande prov (laboratorier, projektansvariga, forskningsenheter)

LÄHTEET

- Albalat, A., Potrykus, J., Pempkowiak, J. & Porte, C. 2002. Assessment of organotin pollution along the Polish coast (Baltic Sea) by using mussels and fish as sentinel organisms. *Chemosphere* 47, 165-171.
- Autio, L. 2004. TBT- ja raskasmetallikartoitus telakoiden ja venesatamien edustoilta Helsingissä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen raportti 14.9.2004.
- Barrows, M.E., Le Blanc, G.A., Mastone, J.D. & Bentley, R.E. 1982. Accumulation and Elimination of ¹⁴C-residues by Bluegill Sunfish (*Lepomis macrochirus*) Exposed to ¹⁴C-Triphenyltin Hydroxide, Unpublished.
- Berge, J.A., Brevik, E.M., Bjørge, A., Følsvik, N., Gabrielsen, G.W. & Wolkers, H. 2002. Organotins in marine mammals and seabirds from Norwegian territories. Unpublished data. Norwegian Polar Institute, Tromsø, Norway. Lähde: AMAP 2004. AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, xvi+310 pp.
- Bjørseth, A., Muller, M., Renberg, L. & Rippen, G. 1988. Tributyltin in the environment – sources, fate and determination: an assessment of present status and research needs. 31 s. Water pollution research report 8. Prepared by TBT task group for the Directorate general XII of the Commission of European Community EC.
- BUA. 1988. Tributyltin oxide. BUA Report 36 (December 1988). German Chemical Society. 82 s.
- BUA. 2003. Tributyltin oxide. BUA Report 238 – supplementary report to BUA report 36. German Chemical Society. 108 s.
- Cato, I. 2005. Organiska tennföreningar – ett miljöproblem i svenska kust- och havsområden. FoU-seminarium vid SGU, 9.3.2005. Dokumentation. SGU-rapport 2005:7. <http://www.sgu.se/dokument/fou/FoU-sem-2005.pdf>. [WWW, viitattu 18.1.2006.]
- Cooke, G.M. 2002. Effect of organotins on human aromatase activity in vitro. *Toxicology Letters*, 126: (2) 121 - 130.
- Danish Environmental Protection Agency. 1999. Tributyltin. Environmental Project nro 451. Ministry of Environment and Energy. 35s.
- Dionne, E. 1993. Triphenyltin Hydroxide (TPHT) – Bioconcentration and Elimination of ¹⁴C- Residues by Bluegill Sunfish (*Lepomis macrochirus*). Unpublished.
- Doering D.D., Steckelbroeck S., Doering T. & Klingmuller, D. 2002. Effects of butyltins on human 5[alpha]-reductase type 1 and type 2 activity. *Steroids*, 67: (10) 859 - 867.
- Duft, M., Schulte-Oehlmann, U., Tillmann, M., Markert, B. & Oehlmann, J. 2003. Toxicity of triphenyltin and tributyltin to the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* in a new sediment biotest. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(1): 145-152.
- EC. 2004. Source screening of priority substances under the WFD –tributyltin. Final version, May 2004. 2 s.
- Poutanen, E.-L. 2005. Läjitysohjeen taustoista ja ruoppausten lupakäsittelystä. Mutku-päivien luento 17.3.2005.
- Elintarvikevirasto. 2005. Tietopaketti kalasta. Kalaa kahdesti viikossa vaihdellen eri kalalajeja. Päivitetty 18.10.2005. http://www.palvelu.fi/evi/files/55_519_348.pdf. [WWW, viitattu 3.2.2006.]
- European Food Safety Agency. 2004. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission to assess the health risks to consumers associated with exposure to organotin in foodstuffs (Question No EFSA-Q-2003-110) *The EFSA Journal* 102, 1-119.
- Fisher, R. & Buerkle, W.L. 1987. Fentin-Hydroxide-¹⁴C, Nature of Residues in Bluegill Sunfish (*Lepomis macrochirus*) after a 35 Day Exposure in a Flow-through System (Method EPA A35234). Unpublished.
- Green, N., Hylland, K., Ruus, A. & Walday, M. 2002. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National comments regarding the Norwegian data for 2000. Norwegian State Pollution Monitoring Programme Report No. 842/02. TA-No. 1854/2002. Lähde: AMAP 2004. AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, xvi+310 pp.
- Guruge, K. S., Tanabe, S., Iwata, H., Taksukawa, R. & Yamagishi, S. 1996. Distribution, biomagnification, and elimination of butyltin compound residues in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Lake Biwa, Japan Archives of Environmental Contamination and Toxicology Issue: Volume 31, Number 2, p. 210 – 217, 1996.
- Harino, H., Fukushima, M. & Kawai S. 2000. Accumulation of butyltin and phenyltin compounds in various fish species. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39: (1) 13 - 19.
- Haskoning fact sheet on TBT. 2002. Final draft 15th October, 2002. 18 s.
- KEMI 2005. Antibakteriella substanser och azofärgämnen i varor. 15 s. Kemikalieinspektionen PM 5/05.
- Heidrich, D.D., Steckelbroeck, S. & Klingmuller, D. 2001. Inhibition of human cytochrome P450 aromatase activity by butyltins. *Steroids*, 66: (10) 763 - 769.
- HELCOM. Guidelines for the Disposal of dredged Spoils, Adopted 6 February 1992, having regard to Article 9, Paragraph 2 of the Helsinki Convention, HELCOM recommendation 13/1, http://www.helcom.fi/stc/files/Guidelines/guide_rec13_1.pdf.

- Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 2005. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Päivitetty 12.12.2005. Helsinki. <http://www.hel2.fi/ymk/ymparistosuojelumaaraykset/>. [WWW, viitattu 9.1.2006.]
- Hoch, M. 2001. Organotin compounds in the environment – an overview. *Applied Geochemistry* 16 (2001) 719-743.
- Høisæter, Å. 2003. Status of TBT in waste water from dockyards in Norway. Kick-off meeting Green North Sea Docks. Hamburg 20.-21.3.2003. Päivitetty 18.7.2005. http://www.greendocks.de/ftpbrowser2.php?download=%2F%2Fmeetings%2F1st_Meeting_Hamburg%2FKick_Off_Situation_Norway.pdf. [WWW, viitattu 9.2.2006.]
- IPCS. 1999a. Concise International Chemical Assessment Documents, No. 14, Tributyltin oxide. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- IPCS. 1999b. Concise International Chemical Assessment Documents, No. 13, Triphenyltin compounds. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Keithly, J.C., Cardwell, R.D. and Henderson, D.G. 1999. Tributyltin in seafood from Asia, Australia, Europe, and North America: Assessment of human health risks. *Human and Ecological Risk Assessment*, 5: (2) 337 - 354.
- KETU-rekisteri. 2006. Kemiallisten aineiden turvallisuustietorekisteri, STM 2006.
- Kohonen, T., Vahteri, P., Virtasalmi, J. & Salmi, M. 2003. Tributyyliä kertyy liejusimpukoihin Turun ja Naantalin merialueilla. Turun yliopisto - Tiedote.
- Koivisto, S. 2003. Finnish exposure scenarios for antifouling products. Suomen Ympäristökeskus, kemiikaaliyksikkö.
- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 2001. Organozinnverbindungen in Hafensedimenten und biologische Effekte. Untersuchungen in Sedimenten und an der Strandschnecke (*Littorina Littorea* L.) in Schleswig-holsteinischen Küstengewässern. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek. 54 s + 6 liitettä. ISBN 3-923339-71-2. <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/kueste/organozinn/organo.pdf>
- Laughlin, R.B. 1996. Bioaccumulation of TBT by aquatic organisms. In: Champ M.A. & P.F. Seligman (eds.), *Organotin – Environmental Fate and Effects*. Chapman & Hall, London, pp. 331-357. Lähde: Hoch M. 2001. Organotin compounds in the environment - an overview. *Appl. Geochem.* 16, 719-743 (Review article).
- Linley-Adams, G. 1999. The accumulation and impact of organotins on marine mammals, seabirds and fish for human consumption. Report for WWF-UK, Project No 98054. <http://www.wwf.org.uk/researcher/issues/toxics/0000000188.asp>.
- Liikenne- ja viestintäministeriö. 2002. Meri- ja sisävesiväylien kehittämisohjelma vuosiksi 2003 – 2012. Liikenne- ja viestintäministeriö, Helsinki. Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisuja 18/2002. 90 s. ISBN 951-723-781-2, ISSN 1457-7488. <http://www.mintc.fi/www/sivut/dokumentit/julkaisu/julkaisusarja/2002/a182002.pdf>.
- Liikenne- ja viestintäministeriö. 2003. Valtakunnallisesti merkittävät liikenneverkot sekä terminaalit. Liikenne- ja viestintäministeriö, Helsinki. Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisuja 38/2003. 60 s.
- Lucero, R.A., Otieno, M.A., May, L & Eng G. 1992. Speciation of some triphenyltin compounds in estuarine sediments using Moessbauer spectroscopy. *Appl Organomet Chem*; 6 (3). 273-278.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2005. Kalatalouden tuotteet ja palvelut. Päivitetty 19.1.2005. Helsinki. http://www.mmm.fi/mittarit/kalatalous/tuotteet_ja_palvelut.html. [WWW, viitattu 18.1.2006.]
- Mannio, J., Rantakokko, P., Kalevi, K. & Nuutinen, J. 2005. Screening of organotin compounds in sediments and fish in Finland. Poster. 15th SETAC Europe Annual Meeting, 22-26.5.2005, Lille, France.
- Meador, J.P., Tracy, K.C. & Stein, J.E. 2002. Determination of tissue and sediment threshold for tributyltin to protect prey species of juvenile salmonids listed under the US Endangered Species Act. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 12; 539-551.
- Merenkulkulaitos. 2002. Suomen kauppalaivasto ja kalastusalukset 2002. Edita, Helsinki 2002
- Merenkulkulaitos. 2006a. Merenkulkuilastot. <http://www.fma.fi/palvelut/tilastot>.
- Merenkulkulaitos. 2006b. Väylänpito, Helsinki. <http://www.fma.fi/toiminnot/vaylat/>. [WWW, viitattu 20.1.2006.]
- Nielsen, J.B. & Rasmussen, T.H. 2004. Antiproliferative effect of butyltin in MCF-7 cells. *Environmental Research*, 96: (3) 305 - 310.
- Niinimäki, J. 2004. Vuosaaren edustan kalojen orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet. Muistio 9.9.2004. Kala- ja Vesitutkimus Oy. 3s.
- Niinimäki, J., Paasivirta, L., Heitto, A., Oulasvirta, P. & Vatanen, S. 2004. Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2003. Vuosaaren satamahankkeen julkaisuja 1/2004. ISSN 1795-1844. http://www.vuosaarensatama.fi/linked/fi/tiedotteet/vesisto_kalatalousseur.pdf.
- NITE. 2006. National Institute of Technology and Evaluation, Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law, National Institute of Technology and Evaluation, Japan.
- Odman-Ghazi, S.O., Hatcher, F. & Whalen, M.M. 2003. Expression of functionally relevant cell surface markers in dibutyltin-exposed human natural killer cells. *Chemico-Biological Interactions*, 146: (1) 1 - 18.
- OSPAR. 2000. OSPAR background document on organic tin compounds. 18 s.

- OSPAR Commission. Päivitetty 29.6.2004. Quality Status Report 2000 for the North-East Atlantic. <http://www.ospar.org/eng/html/welcome.html>. [WWW, viitattu 13.2.2006.]
- Penttinen, R. & Kauppila, J. 2001. Venetelakoiden ja talvisäilytysalueiden maaperän kunnostustarve – esiselvitys. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 213. 107 s.
- Phillips, D.J.H & Rainbow, P.S. 1993. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Chapman & Hall, Oxford, UK. 371pp.
- Pinkney, A., Hall, L., Lenkevich, M., Burton, D. & Zieger, S. 1985. Comparison of avoidance of an estuarine fish. *Fundulus heteroclitus* and crustacean, *Palaemonetes pugio*. to bis(tributyltin)oxide. *Water Air Soil Pollut.* 25, 33 – 40.
- Poutanen E-L. 2005. Läjitysohjeen taustoista ja ruoppausten lupakäsittely. MUTKU-päivät 16.-17.3.2005. Hämeenlinna.
- Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 2004. Kalatalous tilastoina 2004. Helsinki. 28 s. ISBN 951-776-468-5 <http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/taskutilasto2004.pdf>. [WWW, viitattu 18.1.2006.]
- Rüdel, H. 2003. Case study: bioavailability of tin and tin compounds. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 56, 180-189.
- Saitoh, M., Yanase, T., Morinaga, H., Tanabe, M., Mu, Y.M., Nishi, Y., Nomura, M., Okabe, T., Goto, K., Takayanagi, R. & Nawata, H. 2001. Tributyltin or Triphenyltin Inhibits Aromatase Activity in the Human Granulosa-like Tumor Cell Line KGN*1. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 289: (1) 198 - 204.
- Sanderson, J.T., Boerma, J., Lansbergen, G.W.A. & van den Berg, M. 2002. Induction and Inhibition of Aromatase (CYP19) Activity by Various Classes of Pesticides in H295R Human Adrenocortical Carcinoma Cells. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 182: (1) 44 - 54.
- Schlatterer, B., Coenen, T.M.M., Eber, E., Grau, R., Hilbig, V. & Munk, R. 1993. Effect of Bis(tri-n butyltin)oxide in Japanese quail exposed during egg laying period: an interlaboratory comparison study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 24: 440-448.
- Senthilkumar, K., Duda, C.A., Villeneuve, D.L., Kannan, K., Falandysz, J. & Giesy, J.P. 1999. Butyltin compound in sediment and fish from the Polish Coast of the Baltic Sea. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 6, 200-206.
- Senthilkumar K., C.A. Duda, D.L. Villeneuve, K. Kannan, J. Falandysz & J.P. Giesy 1999. Butyltin compound in sediment and fish from the Polish Coast of the Baltic Sea. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 6, 200-206.
- SFT. 2002. Tildekking av forurensede sjøsedimenter. (TA-1865/2002)
- Shawky, S. & Emons, H. 1998. Distribution pattern of organotin compounds at different trophic levels of aquatic ecosystems. *Chemosphere*, 36: (3) 523 - 535.
- Shimasaki, Y., Kitano, T., Oshima, Y., Inoue, S., Imada, N. & Honjo, T. 2002. Tributyltin causes masculinization in fish. *Environ Tox Chem* 22(1): 141-144
- Siirto, P. & Kohonen, T. 2001. Selvitys rannikkosedimenttien haitta-ainepitoisuuksien normalisointimenetelmistä. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 274. 29 s. ISBN 952-11-1365-0, ISBN 952-11-1366-9 (PDF), ISSN 1455-0792.
- Strand, J., Larsen, M. & Naes, K. 2005. Suggestion for a combined classification system for TBT – connecting measured concentrations in seawater, biota and sediments with TBT-effects in gastropods.
- Strand, J. 2003. Coupling marine monitoring and risk assessment by integrating exposure, bioaccumulation and effect studies. Ph.D.Thesis. http://dSPACE.ruc.dk/bitstream/1800/571/1/Strand_PhD_sep2004.pdf. [WWW, viitattu 10.2.2006.]
- Strmac M., & Braunbeck, T. 1999. Effects of triphenyltin acetate on survival, hatching success, and liver ultrastructure of early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). *Ecotoxicol. Environ. Safety* 44, 25-39. Section B.
- Suojauskemikaalirekisteri, SYKE 2006.
- Suomen Satamaliitto. 2005. Vuosittaiset tilastot. Alusliikenne 2004. http://www.finnports.com/statistics.php?series=2004&table_id=16. [WWW, viitattu 19.1.2006]
- SYKE 2006a. Antifouling -valmisteiden käyttö määräyksestä. SYKE, Kemikaalikeskus (julkaisematon, luottamuksellinen)
- SYKE 2006b. Tiedot perustuvat julkaisemattomiin, luottamuksellisiin tutkimusraportteihin, jotka on toimitettu viranomaisille torjunta-aineiden ennakko hyväksymishakemusten liitteinä. Tutkimusten tulokset ovat julkisia.
- Takahashi S., Mukai H., Tanabe S., Sakayama K., Miyazaki T. and Masuno H. 1999. Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products. *Environmental Pollution*, 106: (2) 213 - 218.
- Tanabe, S. 2002. Contamination and toxic effects of persistent endocrine disrupters in marine mammals and birds. *Mar Pollut Bull* 45: 69-77.
- TBT Clean. 2005. <http://www.portofantwerp.be/tbtclean/index.html>
- Tilastokeskus. 2006. <http://www.stat.fi/> --> palvelu Suomi lukuina
- Tsuda T., Inoue T., Kojima M. & Aoki S. 1995. Daily intakes of tributyltin and triphenyltin compounds from meals. *Journal of AOAC International*, 78: (4) 941 - 943.
- Tulonen, T., Miettinen, V. & Nikunen, E. 1987. Liman- ja homeentorjunta-aineet sellu- ja paperiteollisuudessa. 67 s. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston sarja D/24/1987.

- U.S. EPA. 1999. TPTH RED Chapter: Environmental Fate and Ecological Risk Assessment - Draft United States Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs 1999.
- Ueno, D., Inoue, S., Takahashi, S., Ikeda, K., Tanaka, H., Subramanian, A.N., Fillmann, G., Lam, P.K.S., Zheng, J. & Muchtar, M. 2004. Global pollution monitoring of butyltin compounds using skipjack tuna as a bioindicator. *Environmental Pollution*, 127: (1) 1 - 12.
- Umeå University. 2004. Screening of organotin compounds in the Swedish environment. SVN Contract 219 0102. 901 87 Umeå. <http://www.ivl.se/miljo/projekt/dvss/pdf/organotenn.pdf>.
- Vatanen, S. & Niinimäki, J. 2005a. Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2004. Vuosaaren satamahankkeen julkaisuja, (1/2005) 1 - 122. http://www.vuosaarensatama.fi/linked/fi/tiedotteet/vesi_kalatalous_2004_korj.pdf.
- Vatanen, S. & Niinimäki, J. 2005b. Liejusimpukoiden orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet Taulukarin läjitysalueen läheisyydessä. Kala- ja Vesitutkimus Oy. Raportti.
- Vatanen, S. & Niinimäki, J. 2005c. Orgaaniset tinayhdisteet Vuosaaren satamatyömaan ympäristössä vuonna 2005 (väli raportti). Kala- ja Vesitutkimus Oy. Raportti. 20 s. + 8 liitettä.
- Vatanen, S. & Niinimäki, J. Naantalin sataman läjitysalueen eristämiseen ja alueelle läjittämiseen liittyvä vesistö- ja kalataloustarkkailu. Kala- ja Vesitutkimus Oy. 13 s.
- Vatanen, S. 2005. Sedimenttien haitta-ainekartoitus Helsingin vesialueella vuonna 2005. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 8/2005. ISSN 1235-9718, ISBN 952-473-596-2, ISBN 951-473-597-0 (pdf), http://www.hel2.fi/ymk/julkaisut/julkaisu2005/julkaisu08_05.html
- Vesiviljely 2003. 2004. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. SVT maa-, metsä- ja kalatalous 2004:57.
- Vuosaaren satama. 2004. Tributyyliytin poistaminen Vuosaaren sataman pohjasta. Vuosaaren satamahankkeen julkaisuja. http://www.vuosaarensatama.fi/linked/fi/tiedotteet/TBT-esite_2004FIN.pdf
- Whalen, M.M., Green, S.A. & Loganathan, B.G. 2002. Brief Butyltin Exposure Induces Irreversible Inhibition of the Cytotoxic Function on Human Natural Killer Cells, In Vitro. *Environmental Research*, 88: (1) 19 - 29.
- Whalen, M.M., Hariharan, S. & Loganathan, B.G. 2000. Phenyltin Inhibition of the Cytotoxic Function of Human Natural Killer Cells*1. *Environmental Research*, 84: (2) 162 - 169.
- Whalen, M.M., Loganathan, B.G. & Kannan, K. 1999. Immunotoxicity of Environmentally Relevant Concentrations of Butyltins on Human Natural Killer Cells in Vitro. *Environmental Research*, 81: (2) 108 - 116
- Whalen, M.M., Wilson, S., Gleghorn, C. & Loganathan, B.G. 2003. Brief exposure to triphenyltin produces irreversible inhibition of the cytotoxic function of human natural killer cells. *Environmental Research*, 92: (3) 213 - 220.
- Yamada, H., Tateishi, M. & Takayanage, K. 1994. Bioconcentration and elimination of bis(tributyltin)oxide TBTO and triphenyltin chloride in several marine fish species. *Environ. Toxicol. Chem.* 13, 1415-1422.
- Ylä-Mononen, L. 1989. Orgaanisten tinayhdisteiden käyttö ja ympäristövaikutukset. Helsinki, Ympäristöministeriö. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston selvitys 66/1989. 103 s.
- Ylä-Mononen, L. 1991. Tributyyliytin esiintyminen venesatamien vedessä ja kertyminen sinisimpukoihin. Tutkimus selvitys 29.12.1991. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 10 s.
- Ympäristöministeriö. 2004a. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöministeriön ympäristöopas 117. 121 s. ISBN 952-11-1849-0, 952-11-1850-4 (PDF). <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=27093&lan=fi>.
- Ympäristöministeriö. 2004b. Lajitettaville ruoppausmassoille laadittiin tiukat haitallisten aineiden laatukriteerit. -> Ruoppausmassojen laatukriteerit sekä HELCOM- että OSPAR - maissa. 19.5.2004. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=80424&lan=fi>.
- Ympäristölle vaaralliset aineet – vesiensuojelun tavoiteohjelman osaraportti nro 3. 1983. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 189. 125 s.

LYHENTEITÄ

Lyhenteitä ja käsitteitä ja niiden selitykset	
Aerobinen hajoaminen	Hajoaminen hapellisissa olosuhteissa
AFS-yleissopimus	IMO hyväksyi 5.10.2001 kansainvälisen AFS-yleissopimuksen, jossa rajoitetaan alusten haitallisten kiinnittymisenestojärjestelmien käyttämistä
Akuutti toksisuus	Lyhyen ajan kuluessa koe-elioille aiheutuneet huomattavat haittavaikutukset; koeaika yleensä enintään 4 vrk
Anaerobinen hajoaminen	Hajoaminen hapettomissa olosuhteissa
Antifouling	Eliöiden kiinnittymisen esto vedenalaisiin rakenteisiin ja alusten pohjiin
BCF	Biologinen kertymistekijä (Bio-Concentration Factor) kemikaalin pitoisuus testieläimessä suhteessa testiympäristöön
Biosidi	Eliöitä tappava myrkkä
DBT	Dibutyyylitina
DBTO	Dibutyyylitinaoksidi (CAS 818-08-6)
Direktiivi (2002/62/EY)	Vuoden 2003 alusta orgaanisten tinayhdisteiden käyttö antifouling-aineena kaikissa aluksissa kiellettiin Suomessa valtioneuvoston asetuksella (871/2002), joka pani täytäntöön EU:n direktiivin muutoksen (2002/62/EY).
Direktiivi (89/677)	Suomessa orgaanisten tinayhdisteiden käyttöä on rajoitettu vuodesta 1991, jolloin kiellettiin niiden käyttö alle 25 metrin pituisten alusten pohjamaalaukseen, verkkokassien desinfiointiin, muihin kokonaan tai osittain veteen sijoitettaviin laitteisiin tai välineisiin sekä teollisuuden jäähdytys-, prosessi- ja jätevesien käsittelyyn (kansallisen sääntelyn taustalla HELCOM:n suositus ja direktiivi 89/677/ETY).
DOT	di-n-oktyylitina
EFSA	Euroopan elintarviketurvallisuusviranomainen (European Food Safety Authority)
EU:n biosididirektiivi	Biosididirektiivin 98/8/EY mukaan EU:n komissio toteuttaa 10 vuoden kuluessa vanhojen tehoaineiden arviointiohjelman, jossa käydään järjestelmällisesti läpi ennen direktiivin täytäntöönpanon määräaika (14.5.2000) markkinoilla olleet biosidivalmisteiden tehoaineet, eli niin sanotut vanhat tehoaineet, joita aiotaan edelleen käyttää biosiditarkoituksiin.
HELCOM	Helsingin sopimuksen toteuttamista varten allekirjoittajavaltiot perustivat Itämeren merellisen ympäristön suojelukomission eli Helsingin komission (Baltic Marine Environment Protection Commission)
Helsingin sopimus	Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus eli ns. Helsingin sopimus
Henry's constant (H)	Henryn lain vakio (H) ilmaisee aineen höyrynpaineen ja vesiliukoisuuden suhteen. Mitä suurempi tämän vakion arvo on, sitä helpommin aineen voidaan arvioida haihtuvan vesiliuoksesta.
IMO	Kansainvälinen merenkulkujärjestö (International Maritime Organization)
Imposex-ilmiö	Vaikutus, jossa naaraille kehittyy koiraan seksuaalisia piirteitä. Voi johtaa lisääntyvyyden heikentymiseen.
In situ	Tutkimustekniikka jossa koe tehdään "paikan päällä"
In vitro	Tutkimustekniikka, jossa koe suoritetaan koeputkessa, lasimaljassa tai yleisesti elävän organismin tai solun ulkopuolella
In vivo	Tarkoittaa elävässä organismeissa tehtyä tutkimusta
ka	Kuiva-ainetta
K_{ow}	n-Oktanoli/vesi –jakautumiskerroin eli pitoisuus oktanolissa/ pitoisuus vedessä; ilmaistaan usein logaritimuodossa $\log K_{ow}$ (kuva aineen taipumusta kertyä eliöihin)
Krooninen toksisuus	Myrkkävaikutus, joka a) ilmenee toistuvassa tai pitkäaikaisessa altistuksessa, b) on seurauksena altistuksesta, joka kestää eliön keskimääräisestä elinajasta suuren osan tai kokonaan, c) ilmenee vasta pitkä ajan kuluttua myrkkävaikutuksen jälkeen
LC_{50}	Pitoisuus, jossa puolet koe-elioista kuolee koeaikana (Lethal Concentration 50 %)
$\log K_{ow}$	Aineen oktanoli-vesi -jakaantumissuhteen logaritmi (kuva aineen taipumusta kertyä eliöihin)

MBT	monobutyylitina
Mineralisoituminen	Orgaanisen yhdisteen hajoaminen epäorgaaniseksi yhdisteiksi
NOEC	Pitoisuus, jossa koe-elioissa ei ole havaittu muutosta tutkitussa suuressa (No Observed Effect Concentration)
OECD:n testiohje	OECD:n testiohjeita on fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista, ekotoksisuusvaikutuksista, ympäristökäyttäytymisestä (hajoaminen/ kertyminen) ja terveysvaikutuksista (OECD Test Guidelines) (OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development)
OSPAR	Koillis-Atlantin sopimus (The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic)
OT-yhdisteet	Organotina tai orgaaniset tinayhdisteet
PPP-direktiivi	Neuvoston direktiivi 91/414/ETY kasvinsuojeluaaineiden markkinoille saattamisesta muutoskseen
Primaari hajoaminen	Aineen rakenne muuttuu hajoamisreaktiossa niin, että tuotteena on toinen aine/aineita, mutta muutos on suhteellisen pieni, eikä siinä tapahdu orgaanisen aineen mineralisaatiota
Puoliintumisaika, $t_{1/2}$ tai $T_{1/2}$	Aika, joka kuluu aineen hajoamiseen puoleen alkuperäisestä määrästä tai pitoisuudesta
PVC	Polyvinyylikloridi, yleisesti käytetty muovimateriaali
TARL	Perustuen esiintyviin merituotteiden kulutustietoihin ja mitattuihin TBT-pitoisuuksiin määritettiin 22:ssa maassa keskimääräinen suurin sallittu TBT-pitoisuus merituotteissa (Tolerable Average Residue Levels)
TBT	Tributyylitina
TBTF	Tributyylitinafluoridi
TBTM	Tributyylitinametakrylaatti
TBTN	Tributyylitina naftenaatti
TBTO	Tributyylitinaoksidi
TDI	TDI-arvo (Tolerable Daily Intake) eli suurin turvallinen päiväannos ihmisen painokiloa kohti [g.kg-l.vrk-l]
tp	Tuorepaino

LIITE I

Orgaanisten tinayhdisteiden päästöarvio antifouling- valmisteista Arto Kultamaa/SYKE/Kemikaaliyksikkö

Johdanto

Tämä päästöarvio pyrki selvittämään takautuvasti Suomen vesialueille antifouling-valmisteista aiheutuneiden orgaanisten tinayhdisteiden (OT) päästöjen suuruusluokan. Arvio ottaa huomioon vesiliikenteestä aiheutuneet päästöt.

Päästöarvion tuloksena arvioitiin aluksista peräisin olevat orgaanisten tinayhdisteiden kokonaispäästöt vesiympäristöön Suomessa yhteensä n. 240 tonnia ajanjaksona 1970 - 2005.

Kalankasvatuslaitosten aiheuttamia OT -päästöjä ei sen sijaan arvioitu. Kalankasvattamoilla on käytetty 1970-80 -luvulla OT-valmisteita estämään kalanviljelyyn käytettyjen laitteistojen fouling-ilmiötä. Käytetyistä ainemääristä ei ole juurikaan tietoa, mutta ne jäänevät huomattavasti pienemmiksi kuin veneisiin ja muihin aluksiin käytetyt ainemäärät.

Arvio 1. Vuonna 1987 orgaanisia tinayhdisteitä sisältäviä antifouling-maaleja myytiin Suomessa n. 65 000 litraa (Ylä-Mononen 1988). Tästä määrästä n. 58 % myytiin vähittäismyynnin kautta. Kaikkien antifouling -maalien kokonaismyynti samana vuonna oli n. 130 000 litraa (n. 170 000 kg). Ammattimaiseen käyttöön meni kokonaismyyntimäärästä noin puolet. Vaikka tinayhdisteiden käyttöä ei ollut vielä rajoitettu, myös muita tehoaineita, lähinnä kuparia sisältäviä valmisteita, myytiin paljon etenkin ammattimaiseen käyttöön.

Tehoaineina maaleissa käytettiin ensisijaisesti tributyyli-tinaoksidia. Tämä aine hajaantuu vedessä tributyyli-tinaksi. Muita OT-tehoaineita ovat olleet trifenyylitina-hydroksidi ja trifenyylitina-fluoridi. Edellisten lisäksi myös tributyyli-tina-metakrylaatti-kopolymeeriä oli käytössä ns. itsekiillottuvissa maaleissa. Tinapohjaisia myrkkymaaleja oli markkinoilla jo 1960-luvun alussa, mutta käyttö yleistyi vasta 1970-luvulla ja jatkui alle 25 metrin pituisissa aluksissa vuoteen 1991.

Jos pidetään 1987 vuoden myyntimääriä edustavina koko 1970-80 -lukujen käytölle, voidaan karkeasti arvioida vuosittainen OT -määrä maaleissa ja kokonaiskäyttö pitkällä aikavälillä. Vuonna 1987 maaleja käytettiin vuositason 65 000 litraa, mikä vastaa 84 500 tonnia maalia (maalilitran keskimääräinen tiheys oli noin 1,3 kg (1,0 - 1,7 kg). OT-yhdisteiden pitoisuus maaleissa vaihtelee runsaasti, 1 - 30 %. Keskimääräinen, eniten myydyissä maalimerkeissä käytetty OT -pitoisuus, oli n. 10 - 16 p-% (SYKE 2006) ja näin ollen n. 8450 - 13500 kg OT-yhdisteitä käytettiin biosidisinä tehoaineina vuosittain alusten maalaamiseen 1980-luvulla.

Olettaen että vuosittaisesta käyttöön otetusta OT-määrästä 70 % liukenee vesistöön vuosittain, niin kokonaispäästö määrä olisi **5900 – 9500 kg** vuodessa.

Arvio 2. Riittävä tehoaineen vapautumisnopeus maalin pinnasta on noin 4 - 9 mg / Sn/m² vuorokaudessa. Tämä vastaa noin 9 - 22 mg TBT/m²/vrk. Tributyyli-tinan suurin sallittu liukenemisnopeus antifoulingmaaleista Ruotsissa myytävissä maalivalmisteissa 1990-luvun alussa (tarkoitettu > 25 aluksiin) oli 4 µg/cm²/vrk (40 mg/m²/vrk).

Tilastokeskuksen mukaan keskimäärin 13 % kotitalouksista omistaa moottori- tai purjevereen ja prosenttiosuus on pysynyt suhteellisen vakiona vuosina 1976 - 1998. Kotitalouksien määrä on kasvanut 1,5 miljoonasta 2,2 miljoonaan vuosina 1971 - 1990 (Tilastokeskus 2006). Moottori- ja purjevereitä oli siten suomalaisilla ko. aikavälillä

keskimäärin 240 000 kappaletta (195 000 - 286 000). Oletetaan, että veneen keskimääräinen pituus oli 5 - 6 m (vastaa n. 12 m² märkää pohja-pinta-alaa) ja puolet niistä (120 000) purjehti rannikko-alueillamme. Tällöin veneiden märkäpinta-ala rannikkovesissä olisi 1,44 milj. m². Käyttäen TBT:lle ominaispäästöä 30 mg/m²/vrk tulisi veneiden aiheuttamaksi tinayhdisteiden päästöksi 6500 kg vuosittain tyypillisesti toteutuvana n. 5 kk purjehduskautena.

Suomen alusrekisterissä on 1970-1990 -luvuilla ollut keskimäärin 450 (415 - 509) alusta (Merenkulkulaitos 2006). Rekisterissä on vain yli 15 m pituisia aluksia. Valtaosa aluksista on varsin pieniä, mutta koko alusrekisterin keskimääräiseksi vetoisuus (netto) tonnimäärä alusta kohden oli 1300 tonnia ko. aikavälillä 1970 - 1990. Vetoisuudeltaan noin 1300 tonnin alus on noin 90 m pituinen ja sen pohjan märkäpinta-ala on n. 1650 m² (Merenkulkulaitos 2002; (Koivisto 2003).

Alusrekisterin 450 alusta kattoi siten n. 742 500 m² märkää pohjapinta-alaa. Osa tonnistosta liikkui ainoastaan sisävesillä, eikä myrkkymaalien käyttöön ollut tarvetta. Osa maalatusta tonnistosta liikkui Suomen ulkopuolella, eivätkä ne aiheuttaneet OT-päästöjä Suomen aluevesille. Vastaavasti Suomen satamissa vierailevat ulkomaiset alukset aiheuttivat OT-päästöjä Suomen aluevesille ja karkeasti ottaen päästötilanteen voidaan olettaa olevan muuttumaton (tasapainossa). Lisäksi markkinoilla oli myös kuparipohjaisia valmisteita, joiden myynti oli merkittävää ja jotka olivat halvempia kuin tinapohjaiset maalit. Olettaen että noin puolet tonnistosta olisi ollut maalattu tinapohjaisilla myrkkymaaleilla, saadaan antifouling -maalatuksi pinta-alaksi 371 200 m².

Käyttäen edelleen oletuspäästökerrointa 30 mg/m²/vrk ja 365 vrk purjehduskautta, saadaan karkeaksi OT päästömääräksi alusrekisterissä olleista aluksista n. 4060 kg vuodessa (v. 1970-1990). Vastaavasti yhteenlasketuksi kokonaispäästöksi veneistä ja alusrekisterin aluksista saadaan 10660 kg vuodessa.

Johtopäätöksiä

Karkeat päästöarviot 1 ja 2 antoivat samaa suuruusluokkaa olevia tuloksia: (1) 5900 - 9500 kg vuodessa (2) 10660 kg vuodessa. Arviointiperusteet poikkesivat toisistaan ja arviot ovat siinä mielessä toisistaan riippumattomia ((1) vuosittainen myyntimäärä (2) ominaispäästömäärä ja alusmäärä). Arvioinnit 1 ja 2 perustuivat kuitenkin lukuksiin oletuksiin ja keskiarvojen käyttöön, ja tämän vuoksi lopputuloksiin sisältyy luonnollisesti huomattavia epävarmuuksia.

Arvion 1 ja 2 keskiarvona saadaan vuosipäästöksi vesiympäristöön n. 9000 kg OT yhdisteitä vuodessa (v. 1970-1991).

Vuoden 1991 jälkeen OT -yhdisteitä sai käyttää ainoastaan yli 25 m pituisissa aluksissa. Tinamaalit poistuivat vähittäismyynnistä. Käytännössä tämä tarkoitti, että aineiden käyttö oli pääasiassa ammattimaista telakoiden suorittamaa suurten alusten maalaamista. Vuoden 1991 jälkeen maalien luvallinen käyttö > 25 m aluksiin jatkui 12 vuotta. On oletettavissa, että päästötaso pysyi suuruusluokaltaan samalla tasolla kuin aikaisemmin (n. 4000 kg/v) vaikka alusrekisteriin ilmoitettujen alusten määrä kohosi jonkin verran vuosien 1991 - 2005 välisenä aikana (642 alusta vuonna 2005). Toisaalta alusrekisterissä olevat 15 - 25 m pitkät alukset eivät lain mukaan saaneet enää käyttää tinamaaleja. Aluksista peräisin olevat orgaanisten tinayhdisteiden päästöt veteen jatkunevat vuoden 2007 loppuun saakka.

Edellä olleiden arvioiden perusteella voidaan laskea aluksista peräisin olevat orgaanisten tinayhdisteiden kokonaispäästöt n. 190 tonnia Suomen aluevesiin aikavälillä 1970 - 1991, ja vastaavasti vuosijaksona 1992 - 2005 päästöt olisivat olleet yhteensä n. 50 tonnia. Päästöt aluksista vuosijaksona 1970 - 2005 olisivat olleet yhteensä n. 240 tonnia.

Lähteet: Koivisto 2003; Merenkulkulaitos 2002; 2006; Tilastokeskus 2006; Ylä-Mononen 1989; SYKE 2006a.

KUVAILEHTI

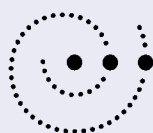
Julkaisija	Ympäristöministeriö	Julkaisuaika Huhtikuu		
Tekijä(t)				
Julkaisun nimi	Orgaaniset tinayhdisteet Suomen vesialueilla Ympäristöministeriön työryhmän mietintö			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöministeriön raportteja 11/2007			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Ympäristöministeriö asetti ”Orgaaniset tinayhdisteet ja ruoppaukset” –työryhmän seuraamaan ruoppausten yhteydessä tehtäviä orgaanisten tinayhdisteiden esiintymistä, kulkeutumista ja vaikutuksia koskevia tutkimuksia ja selvityksiä. Työryhmän tuli lisäksi arvioida ongelman laajuutta ja merkitystä sekä tehdä ehdotuksia jatkotoimiksi.</p> <p>Työryhmän mietintö sisältää Suomen ympäristökeskuksen laatiman taustaselvityksen sekä työryhmän sen pohjalta tekemän tilannearvion ja toimenpide-ehdotukset.</p> <p>Mietinnössä on tarkasteltu mm. yhdisteiden käyttöä ja käyttörajoituksia, esiintymistä sedimenteissä ja eliöissä, ympäristö- ja terveysvaikutuksia sekä niiden huomioimista ruoppaus- ja läjityshankkeissa sekä muodostettu tarkastelujen pohjalta kokonaiskuva orgaanisista tinayhdisteistä Suomen vesialueilla.</p> <p>Yhdisteitä esiintyy yleisesti merisedimenteissä satamien, pienvenesatamien, telakoiden ja laivaväylien läheisyydessä. Yhdisteet ovat peräisin lähinnä laivojen ja veneiden pohjien eliöiden torjunta-aineista. Päästörajoitusten myötä maalien ympäristökuormitus on vähentynyt ja vähenee lähivuosina edelleen.</p> <p>Useimmat ruoppaukset kohdistuvat orgaanisten tinayhdisteiden kuormittamille alueille. Sedimenttien mahdollinen pilaantuneisuus ja tarvittavat riskinhallintatoimet arvioidaan nykyään ruoppaus- ja läjityshankkeiden suunnittelussa ja lupakäsittelyssä.</p> <p>Pohjaeliöstö esim. simpukka- ja kotilopopulaatiot, ovat pilaantuneimmilla alueilla todennäköisesti taantuneet. Myös kaloissa havaitaan kohonneita pitoisuuksia samoilla alueilla kuin sedimentissä. Sisävesien tausta-alueilla sedimentin ja kalaston orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet ovat pieniä tai niitä ei ole havaittu. Vaikutukset kalakantoihin ovat epätodennäköisiä. Merkittävää rikastumista ravintoketjussa ei ole todettu.</p> <p>Suomalaiset altistuvat yhdisteille pääasiassa syömällä kalaa. Väestötasolla altistus jää huomattavasti alle EFSA:n (Euroopan elintarviketurvallisuusvirasto) suosituksen eikä tavanomaisen kalankäytön pitäisi aiheuttaa terveysriskiä.</p> <p>Mietinnössä on esitetty tilannearvioon perustuen lähes 20 toimenpide-ehdotusta, jotka liittyvät niin puutteellisten tietojen täsmentämiseen, pilaantuneiden massojen käsittelyyn, puhdistusruoppauksiin kuin lainsäädännön ja sen toimeenpanon kehittämiseen.</p>			
Asiasanat	orgaaniset yhdisteet, tina, torjunta-aineet, sedimentit, pilaantuminen, TBT, TPhT, antifouling			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Ympäristöministeriö			
	ISBN 978-952-11-2663-5 (PDF)	ISSN 1796-170X (verkkoj.)		
	Sivuja 85	Kieli suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis. alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja	Ympäristöministeriö			
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö			
Painopaikka ja -aika				

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Miljöministeriet	Datum	April
Författare			
Publikations titel	Orgaaniset tinayhdisteet Suomen vesialueilla • Ympäristöministeriön työryhmän mietintö (Organiska tennföreningar på Finlands vattenområden • Betänkande från miljöministeriets arbetsgrupp)		
Publikationsserie och nummer	Miljöministeriets rapporter I I/2007		
Publikationens tema			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt			
Sammandrag	<p>Miljöministeriet tillsatte en arbetsgrupp "Organiska tennföreningar och muddringar" med uppdrag att följa med de undersökningar och utredningar som görs i samband med muddringar vad gäller organiska tennföreningar, deras förekomst, transport och verkningar. Arbetsgruppen skulle också uppskatta problemets vidd och ge förslag till fortsatta åtgärder.</p> <p>Arbetsgruppens betänkande innehåller en bakgrundsutredning som Finlands miljöcentral utarbetat, samt en lägesbedömning och åtgärdsförslag som arbetsgruppen gjort utgående från bakgrundsutredningen.</p> <p>I betänkandet har man granskat bland annat föreningarnas användning och användningsbegränsningar, förekomst i sediment och organismer, miljö- och hälsopåverkan samt beaktande i muddrings- och deponeringsprojekt. På basis av granskningarna har man format en helhetsbild av organiska tennföreningar i Finlands vattenområden.</p> <p>Föreningarna förekommer allmänt i havssediment i närheten av hamnar, småbåtshamnar, varv och farleder. Föreningarna härstammar främst från fartygs- och båtbottnfärger som innehåller bekämpningsmedel mot påväxning (antifouling). Utsläppsbegränsningarna har minskat bottenfärgernas miljöbelastning och den fortsätter att minska de närmaste åren.</p> <p>De flesta muddringarna sker på områden som är belastade av organiska tennföreningar. Vid planering och tillståndsbehandling av muddrings- och deponeringsprojekt bedöms numera om sedimenten är förorenade och om det behövs riskhanteringsåtgärder.</p> <p>Bottenorganismerna t.ex. mussel- och snäckpopulationerna, har på de mest förorenade områdena troligen gått tillbaka. Förhöjda värden i fisk påträffas på samma ställen som förhöjda värden i sedimentet. I insjöarnas bakgrundsområden är halterna av tennföreningar små eller omätbara i sedimenten och fiskstammen. Påverkan på fiskstammen är osannolik. Man har inte konstaterat nämnvärd anrikning i näringskedjan.</p> <p>Finländarna utsätts för föreningarna huvudsakligen genom att äta fisk. På befolkningsnivå stannar exponeringen betydligt under EFSA:s (Europeiska myndigheten för säkra livsmedel) rekommendation och normal fiskkonsumtion torde inte utgöra någon hälsorisk.</p> <p>I betänkandet presenteras utgående från lägesbedömningen nära 20 åtgärdsförslag, som hänför sig till såväl precisering av bristfälliga uppgifter, behandling av förorenade massor, rengöringsmuddringar som utveckling av lagstiftningen och dess verkställande.</p>		
Nyckelord			
Finansiär/ uppdragsgivare	Organiska föreningar, tenn, bekämpningsmedel, sediment, förorening, TBT, TPhT, antifouling		
	ISBN 978-952-11-2663-5 (PDF)	ISSN 1796-170X (online)	
	Sidantal 85	Språk finska	Offentlighet offentlig
Beställningar/ distribution	Miljöministeriet		
Förläggare	Miljöministeriet		
Tryckeri/tryckningsort och -år			

Ympäristöministeriö asetti 16.12.2003 ”Orgaaniset tinayhdisteet ja ruoppaukset” -työryhmän seuraamaan orgaanisten tinayhdisteiden esiintymistä, kulkeutumista ja vaikutuksia koskevia tutkimuksia ja selvityksiä ruoppauksen yhteydessä. Työryhmän puheenjohtajana toimi ylijohtaja Pekka Jalkanen ympäristöministeriöstä ja sihteerinä suunnitteluinsinööri Outi Pyy Suomen ympäristökeskuksesta. Työryhmän muut jäsenet olivat ympäristöneuvos Olli Pakkala, ylitarkastaja Eeva-Liisa Poutanen (1.7.2005 asti), kansainvälisten asiain neuvos Tapani Kohonen (1.7.2005 lähtien) ja ylitarkastaja Anna-Maija Pajukallio ympäristöministeriöstä, osastonjohtaja Esa Nikunen, palvelujohtaja Jukka Malm ja vanhempi suunnittelija Arto Kultamaa Suomen ympäristökeskuksesta, johtaja Leena Saviranta ja ylitarkastaja Heidi Åkerla Uudenmaan ympäristökeskuksesta sekä erikoistutkija Harri Helminen Lounais-Suomen ympäristökeskuksesta.

Työryhmän tehtävänä oli seurata niitä orgaanisten tinayhdisteiden, erityisesti tributyyliin (TBT) esiintymistä, kulkeutumista ja vaikutuksia koskevia selvityksiä, joita tehdään Vuosaaren sataman rakennustöiden sekä Naantalın korjaustelakan ja Turun sataman ruoppauksen ja niistä peräisin olevien ruoppausmassojen läjitysten yhteydessä. Työryhmän tuli lisäksi arvioida TBT-ongelman laajuutta ja merkitystä sekä tarvittaessa tehdä ehdotuksia jatkotoimiksi.



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖMINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT